



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DE LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO
DE ÁGUA**

SHARA SONALLY OLIVEIRA DE SOUSA

Recife-PE

2022

SHARA SONALLY OLIVEIRA DE SOUSA

AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DE LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
ÁGUA

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Área de concentração: Tecnologia e Gestão do Meio Ambiente

Linha de Pesquisa: Controle e Remediação da Poluição

Orientadora: Profa. Dra. Rosângela Gomes Tavares

Coorientadora: Profa. Dra. Rossanna Barbosa Pragana

Recife-PE

2022

Dados Internacionais de Catalogação
na Publicação Universidade
Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas

Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos
pelo(a) autor(a)

- S725a de Sousa, Shara Sonally Oliveira
Avaliação Ecotoxicológica de Lodo de Estação de Tratamento de Água / Shara Sonally Oliveira de
Sousa. - 2022. 93 f. : il.
- Orientador: Rosangela
Gomes Tavares.
Coorientador: Rossanna
Barbosa Pragana. Inclui
referências.
- Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Ambiental, Recife, 2022.
1. Resíduos Sólidos. 2. Alumínio. 3. Toxicidade. 4. Bioindicadores. I. Tavares, Rosangela Gomes,
orient. II. Pragana, Rossanna Barbosa, coorient. III. Título
-

SHARA SONALLY OLIVEIRA DE SOUSA

AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DO LODO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
ÁGUA

Dissertação submetida ao Programa da Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental, na área de concentração de Tecnologia e Meio Ambiente- Controle e Remediação de Poluição.

Profa. Dra. Rosângela Gomes Tavares
Presidente da Banca e Orientadora

Profa. Dra. Rossanna Barbosa Pragana
Presidente da Banca e Coorientadora

Elisângela Maria da Silva
Prof. Membro Externo

Patrícia Batista de Andrade
Prof. (Membro Interno)

Recife

2022

AGRADECIMENTOS

A Deus, por tudo que Ele é pra mim e por tudo que Têm feito.

À minha família, pela grande paciência apoio, amor e alegria.

À Prof. Rosângela Tavares, minha orientadora, minha gratidão pela grande paciência, ensinamentos e ajuda. Sou grata por ser sua aluna e pela oportunidade de realizar o trabalho. Foi um prazer enorme tê-la como professora. Minha gratidão e admiração.

À prof. Rossana Barbosa, pela paciência, ajuda e pela aventura com as minhocas. Minha gratidão.

Á Patrícia do laboratório, pelo auxílio no momento dos experimentos.

À realização do projeto de pesquisa que só foi possível com o apoio de vários colaboradores. A UFRPE, Laboratório de saneamento para realização dos experimentos, Compesa pelo fornecimento do Material para pesquisa e o IPA pelo fornecimento das minhocas.

À FACEPE, pelo apoio financeiro.

RESUMO

A disposição do lodo com alta concentração de alumínio no ambiente tem como consequência a contaminação do meio e da biota ali presente. Uma importante questão ambiental que vem sendo pesquisada atualmente é a disposição dos resíduos da Estação de Tratamento de Água. O objetivo foi avaliar o efeito toxicológico do alumínio presente no lodo nos ecossistemas em diferentes Bioindicadores. Para análise no ecossistema terrestre, foram utilizadas diferentes espécies de vegetais como as sementes de tomate, alface, cebolinha, repolho, pepino e rúcula e o teste Fuga com minhocas *E. andrei* e no ecossistema aquático por meio de organismos como microcrustáceo *Daphnia similis*. As sementes foram expostas a diferentes concentrações do alumínio presente no lodo e foram avaliadas quando aos parâmetros de germinação e inibição do crescimento. Para avaliação da toxicidade de solos contaminados com alumínio foi analisado o comportamento de Fuga de minhocas. O princípio do método consiste na exposição dos organismos a amostras do elutriado e à água de cultivo para realização do controle. Os ensaios preliminar e definitivo com a *Daphnia similis* foi baseado nas normas NBR 12713/2016. Todas as sementes quando expostas ao sulfato de alumínio apresentam total inibição de germinação. A maior CL50 foi da semente de alface com 77,82%. Já a semente com menor CL50 foi a cebolinha, com 2,95 %. As concentrações 50%, 75% e 100% demonstraram taxas de evitamento de 80% cada, indicando função de habitat limitado. Foi observado que a (CE-50) da espécie *Daphnia* é 80,45%, em um intervalo de confiança de 79,95 a 80,94%. Já a mortalidade do microcrustáceo à exposição do elutriado, não se observou mortalidade de 100% dos organismos teste em nenhuma das concentrações utilizadas no ensaio definitivo. Portanto, tratando-se de ecossistema terrestre ainda, o lodo da ETA apresentou-se como um efluente tóxico aos organismos vivos presentes no solo. A espécie *Daphnia* apresentou toxicidade em altas concentrações de alumínio, ocasionando efeitos adversos ao meio ambiente. O risco estaria na disposição do lodo em fauna aquática em concentrações acima de 80%. Este estudo demonstrou que os bioindicadores utilizados são adequados para os testes ecotoxicológicos em lodo de estação de tratamento de água, uma vez que todos apresentaram o lodo como tóxico ao meio aquático e terrestre.

Palavras-Chave: Resíduos Sólidos, alumínio, toxicidade e Bioindicadores.

ABSTRACT

The disposal of sludge with a high concentration of aluminum in the environment has as a consequence the contamination of the environment and the biota present there. An important environmental issue that is currently being researched is the disposal of water treatment plant waste. The objective of this study was to evaluate the toxicological effect of the aluminum present in the sludge on the ecosystems in different Bioindicators. For analysis in the terrestrial ecosystem, different vegetable species were used, such as tomato, lettuce, spring onion, cabbage, cucumber and arugula seeds, and the Escape test with *E. andrei* earthworms, and in the aquatic ecosystem by means of organisms such as the microcrustacean *Daphnia similis*. The seeds were exposed to different concentrations of the aluminum present in the sludge and were evaluated for germination and growth inhibition parameters. To evaluate the toxicity of aluminum-contaminated soils, the escape behavior of earthworms was analyzed. The principle of the method consists in exposing the organisms to samples of the elutriate and to culture water for control purposes. The preliminary and definitive tests with *Daphnia similis* was based on the NBR 12713/2016 standards. All seeds when exposed to aluminum sulfate showed total inhibition of germination. The highest CL50 was of the lettuce seed with 77.82%. The seed with the lowest LC50 was chive, with 2.95%. The concentrations 50%, 75% and 100% showed avoidance rates of 80% each, indicating limited habitat function. It was observed that the (CE-50) of *Daphnia* species is 80.45%, in a confidence interval of 79.95 to 80.94%. As for the mortality of microcrustaceans to elutriate exposure, 100% mortality of the test organisms was not observed at any of the concentrations used in the definitive test. Therefore, since it is still a terrestrial ecosystem, the WTP sludge presented itself as a toxic effluent to the living organisms present in the soil. The species *Daphnia* showed toxicity at high concentrations of aluminum, causing adverse effects to the environment. The risk would be in the disposal of sludge to aquatic fauna in concentrations above 80%. This study showed that the bioindicators used are suitable for ecotoxicological tests on water treatment plant sludge, since all presented the sludge as toxic to the aquatic and terrestrial environment.

KeyWords: Solid Waste, aluminum, toxicity and Bioindicators.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

| | |
|---|----|
| Figura 1- Semente de Tomate..... | 17 |
| Figura 2-Semente de Alface | 18 |
| Figura 3-Semente de cebolinha | 19 |
| Figura 4-Semente de Repolho | 20 |
| Figura 5-Semente de Pepino..... | 20 |
| Figura 6-Semente de Rúcula..... | 21 |
| Figura 7-Minhocas da espécie Eisenia Andrei. | 22 |
| Figura 8-Daphnia..... | 23 |
| Figura 9-Localização da Estação de Tratamento de Água- Sistema Gurjaú. | 48 |
| Figura 10- Lodo da ETA à esquerda e elutriato à direita | 49 |
| Figura 11-Ensaio de germinação com sementes de alface | 50 |
| Figura 12-CL50 das sementes | 58 |
| Figura 13-Dendrograma de concentração..... | 60 |
| Figura 14-Diagrama de Germinação | 61 |
| Figura 15-Dendrograma de crescimento. | 62 |
| Figura 16-Minhocas da espécie Eisenia andrei. | 71 |
| Figura 17-Ensaio de Fuga com minhocas Eisenia andrei..... | 73 |
| Figura 18-Teste Fuga..... | 77 |
| Figura 19-Comparação dos pesos iniciais e finais das minhocas..... | 78 |
| Figura 20-Estatística peso inicial..... | 78 |
| Figura 21-Estatística peso Final. | 79 |
| Figura 22- Estatística Ganho de massa..... | 79 |
| Figura 23-Amostras do elutriato..... | 87 |
| Figura 24-Daphnia..... | 87 |
| Figura 25-Ensaio Preliminar de N° dos organismos Daphnia similis mortos..... | 92 |
| Figura 26-Ensaio Definitivo de N° dos organismos Daphnia similis mortos. | 93 |
| Figura 27-Ensaio Definitivo taxa de Mortalidade Daphnia similis..... | 94 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1- Caracterização das parcelas do tratamento..... | 52 |
| Tabela 2- Média da germinação relativa (GRS), crescimento relativo da raiz (CRR) e índice de germinação (GI) das sementes..... | 53 |
| Tabela 3- Classificação a partir do Crescimento Relativo da Radícula (CRR) e Índice de Germinação (IG)..... | 54 |
| Tabela 4- Resultado da classificação a partir do Crescimento Relativo da Radícula (CRR) e Índice de Germinação (IG)..... | 55 |
| Tabela 5- Parâmetros estatístico segundo Anova: fator único, com valor de F crítico de 3,49 e p de 5% de significância para o índice de germinação (IG), germinação relativa (GRS), do crescimento relativo da raiz (CRR) de diferentes sementes submetidas a diferente. | 56 |
| Tabela 6- Capacidade de retenção de água..... | 72 |
| Tabela 7- Relação das doses de alumínio aplicadas no solo teste. | 74 |
| Tabela 8- Teste Fuga. | 75 |
| Tabela 9- Grau de Toxicidade em unidades tóxicas..... | 89 |
| Tabela 10- Parâmetro de controle em laboratório | 90 |
| Tabela 11- Concentração do Alumínio nas Parcelas do Elutriato..... | 91 |

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| 1. CAPÍTULO 1 | 12 |
| 1.1. Introdução | 12 |
| 1.2.REFERENCIAL TEÓRICO | 14 |
| 1.2.3. IMPACTOS AMBIENTAIS | 14 |
| 1.2.4. BIOINDICADORES | 15 |
| 1.2. OBJETIVOS | 23 |
| 1.2.1. Geral | 23 |
| 1.2.2. Específicos | 23 |
| 1.3. REFERÊNCIAS | 24 |
| 2.CAPÍTULO 2 | 29 |
| 2.1. INTRODUÇÃO | 30 |
| 2.2. Objetivo Geral | 31 |
| 2.3. Material E Métodos | 31 |
| 2.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 31 |
| 2.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS | 38 |
| 2.6. REFERÊNCIAS | 39 |
| 3.CAPÍTULO 3 | 43 |
| 3.1. INTRODUÇÃO | 44 |
| 3.2. Objetivo Geral | 47 |
| 3.3. Material E Métodos | 47 |
| 3.4.5. Coleta do Lodo | 47 |
| 3.4.6. Caracterização do Lodo e Preparo do elutriato | 48 |
| 3.4.7. Ensaio de fitotoxicidade com sementes | 49 |
| 3.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 52 |
| 3.5.1. Caracterização do Lodo e do Elutriato | 52 |
| 3.5.2. Germinação | 53 |
| 3.5.3. Tratamento estatístico multivariado | 59 |
| 3.5.4. Tratamento estatístico multivariado para Germinação. | 61 |
| 3.5.5. Tratamento estatístico multivariado para crescimento das raízes | 62 |
| 3.6.CONCLUSÕES | 63 |
| REFERÊNCIAS | 64 |
| 4. CAPÍTULO 4 | 67 |
| 4.1. INTRODUÇÃO | 68 |

| | |
|--|-----------|
| 4.2. Objetivo Geral | 71 |
| 4.3. Material e métodos | 71 |
| 4.3.1. Coleta das minhocas | 71 |
| 4.3.2. Preparo do substrato | 72 |
| 4.3.4. Procedimento experimental: ensaio de fuga | 72 |
| 4.3.4. Delineamento experimental | 73 |
| 4.3.5. Análise de dados | 74 |
| 4.4. Resultados | 75 |
| 4.4.1. Teste Fuga | 75 |
| 4.4.2. Ganho de massa | 77 |
| 4.5. CONCLUSÃO | 80 |
| REFERÊNCIAS | 80 |
| 5. CAPÍTULO 5 | 82 |
| 5.1. INTRODUÇÃO | 83 |
| 5.2. Objetivo Geral | 86 |
| 5.3. Material e métodos | 86 |
| 5.3.1. Caracterização do Lodo | 86 |
| 5.3.2. Ensaio com Daphnia similis | 87 |
| 5.3.4. Análise dos resultados | 89 |
| 5.4. RESULTADOS | 89 |
| 5.5. CONCLUSÃO | 95 |
| REFERÊNCIAS | 96 |
| 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS | 99 |

1. CAPÍTULO 1

1.1. Introdução

A crise da disponibilidade de água em termos quantitativos e qualitativos é uma consequência da mudança no planeta, na qual as taxas de crescimento populacional e a poluição ambiental têm sido proporcionais. Os efeitos adversos que as atividades antrópicas têm exercido sobre os mananciais de abastecimento impõem ameaças à saúde humana, exigindo o uso de tecnologias de tratamento de água e dos resíduos líquidos e sólidos, resultantes desse tratamento (MOTTA SOBRINHO *et al.*, 2019).

A tecnologia responsável pelo abastecimento de tratamento da água é formada por componentes e etapas, tais como a captação da água, transporte de água via adutoras, passagem por reservatórios de regularização e estação de tratamento de água (ETA). Em especial, dentre as estruturas do sistema de abastecimento têm-se a ETA como sendo responsável pelo tratamento da água captada no manancial. Após aplicação de produtos químicos para remoção das impurezas presentes na água, tem a geração do lodo residual. O lodo constitui-se do resíduo gerado nas descargas de decantadores, flotores, na lavagem de filtros, no abrandamento e na remoção de ferro e manganês da água (ACHON; BARROSO; CORDEIRO, 2013).

O lodo possui características variadas, a depender das condições apresentadas na água bruta captada e da dosagem dos produtos químicos utilizados para floculação. Esse é constituído de resíduos sólidos de natureza orgânica e inorgânica, tais como algas, bactérias, vírus, partículas orgânicas em suspensão, coloides, areias, argilas, siltes, cálcio, magnésio, ferro e manganês. Além dos elementos citados, o lodo da ETA também é composto pelos floculantes hidróxido de alumínio, ferro e, em alguns casos, polímeros condicionantes (ACHON; BARROSO; CORDEIRO, 2013; ANDRADE; SILVA; OLIVEIRA, 2014).

A disposição do lodo com alta concentração de alumínio no ambiente tem como consequência a contaminação do meio e da biota ali presente. Quanto há biocenose, observa-se a bioacumulação deste metal pesado nos organismos, podendo ocasionar diferentes respostas fisiológicas, chegando a inibir o crescimento em certas espécies de peixes e outros organismos (MOTTA SOBRINHO *et al.*, 2019). A presença de alumínio, oriundo do coagulante sulfato de alumínio utilizado na ETA, em concentrações elevadas nesses lodos, pode induzir a toxicidade aos organismos aquáticos e terrestres e aumentar a degradação desses ambientes (TAVARES *et al.*, 2018).

Segundo a Lei 12.305 (BRASIL, 2010, Art. 3º, inciso XVI), que instituiu a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), o lodo é classificado como resíduo sólido resultante de atividades humanas. Esta Lei dispõe dos princípios, objetivos, instrumentos e diretrizes referentes à gestão integrada e ao gerenciamento dos resíduos sólidos, incluindo as responsabilidades dos geradores, sendo esta uma característica socioeconômica. Desta forma, esta dinâmica reflete os pilares do desenvolvimento sustentável, em uma visão sistêmica e integradora, que permite a gestão desses resíduos para minimizar o impacto ambiental, social e econômico.

A área de saneamento básico sempre foi escassa de planejamentos estratégicos nacionais de longo e médio prazo, transferindo a responsabilidade aos municípios e estados. Segundo esta Lei, o Plano deve englobar o manejo de resíduos sólidos, o esgotamento sanitário e o abastecimento de água; portanto estabelece o manejo adequado do lodo, com vistas à proteção da saúde pública.

Com relação a definição do lodo, constatou-se que na Legislação nacional, especialmente na Política Nacional dos Resíduos Sólidos e demais normativas, este é considerado como resíduo sólido. Porém, na legislação estadual de Pernambuco, particularmente Política Estadual de Resíduos Sólidos, o lodo é considerado um resíduo resultante de processos industriais. Este enquadramento descreve melhor a atividade, uma vez que na água bruta proveniente dos mananciais é adicionado reagente químico (coagulante) para formação dos flocos e posterior sedimentação

Algumas pesquisas têm sido realizadas com o intuito de averiguar o efeito tóxico de metais em Bioindicadores de ambientes aquáticos como também do solo, porém as informações sobre o potencial tóxico do lodo proveniente das estações de tratamento de água são limitadas e apresentam contradições. Diante da problemática real da disposição de um lodo com grande concentração de Al, torna-se de grande relevância a execução de trabalhos que potencializem o biomonitoramento do efeito toxicológico do lodo de ETA utilizando bioindicadores do meio aquático e solo, visto que é recomendável que o efeito tóxico de uma determinada amostra seja avaliado para mais de uma espécie representativa da biota.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial poluidor do lodo quando disposto em ecossistemas terrestres e aquáticos através do teste de bioindicadores de germinação utilizando diferentes espécies de vegetais como as sementes de *Solanum lycopersicum* (tomate), *Lactuca sativa* (alface), *Allium cepa* (cebolinha), *Brassica oleracea*

(repolho), *Cucumis sativus* (pepino) e *Educa sativa* (rúcula) e o teste Fuga com minhocas *E. andrea*, e no ecossistema aquático por meio do microcrustáceo *Daphnia similis*.

1.2.REFERENCIAL TEÓRICO

1.2.1. DISPOSIÇÃO DO LODO DA ETA EM CORPOS HÍDRICOS

O lodo é produzido como subproduto do processo de coagulação e floculação, que tem como finalidade remover as impurezas coloidais da água. Comumente, são utilizados sulfatos de alumínio e de ferro como coagulante para formar precipitados de hidróxidos (NAIR; AHAMMED, 2013). As impurezas na água são removidas por neutralização de carga, mecanismo de varredura de flocos e adsorção nos precipitados de hidróxido (TRINH; KANG, 2011).

Após a etapa da coagulação e floculação, a água é encaminhada para os decantadores. Os resíduos gerados nestes sistemas tradicionais podem ficar retidos durante vários dias ou horas, dependendo da forma que a limpeza é realizada nos tanques e, posteriormente, são lançados no ambiente (OLIVEIRA; RONDON, 2016).

A presença de alumínio, originado do sulfato de alumínio utilizado na ETA em concentrações elevadas no lodo, pode induzir a toxicidade dos organismos aquáticos e aumentar a degradação desses ambientes (TAVARES *et al.*, 2018). Deste modo, o fator impactante do meio, neste caso, é a disposição do lodo nos mananciais que causa degradação da biota devido a presença de substâncias que são tóxicas aos organismos.

1.2.3. IMPACTOS AMBIENTAIS

A toxicidade potencial do lodo de ETA para plantas, seres humanos e organismos aquáticos depende de fatores como: características da água bruta; produtos químicos utilizados no tratamento; possíveis contaminantes contidos nesses produtos; reações químicas ocorridas durante o processo; forma de remoção e tempo de retenção dos resíduos nos decantadores; características hidráulicas, físicas, químicas e biológicas dos corpos receptores (REALI, 1999).

O sulfato de alumínio é utilizado como coagulante no processo de coagulação/floculação da ETA, os decantadores apresentam na composição elevadas concentrações de alumínio. A disposição desse material em rios ou lagos com baixa velocidade acarretará problemas na camada bentônica. Considerando que estes efluentes, além de conterem metais, apresentam

também elevadas concentradas de sólidos, turbidez e demanda química de oxigênio (DQO), fatores que podem causar a criação de bancos de lodo, o assoreamento do curso d'água, alterações na cor, na composição química e biológicas (REALLI, 1999).

Diante das informações sobre o potencial tóxico do lodo proveniente das estações de tratamento de água serem limitadas e apresentam contradições. Ainda se encontram alguns autores que trabalharam nessa linha de pesquisa, como George *et al.* (1995), que estudaram a toxicidade do alumínio presente no lodo de 10 estações de tratamento de água da América do Norte, utilizando o Teste de Crescimento de *Selenastrum Capricornutum* e o teste de sobrevivência e mortalidade de protozoários. Seus resultados demonstraram que a toxicidade do alumínio é um fator que compromete o crescimento de algas.

Tavares (2016) apontou que a distribuição da água a população, tratada com sais de alumínio, seja um fato de risco ao desenvolvimento e ou aceleração do mal de Alzheimer, e outras doenças neurológicas. Em ambientes hídricos, o lodo pode tornar disponíveis, íons solúveis de Al, que comprometem a saúde humana.

1.2.4. BIOINDICADORES

A contaminação ambiental pode ser nociva aos organismos vivos e seus resíduos podem se tornar um risco para todo o ecossistema. Os organismos Bioindicadores respondem as alterações do ambiente, por meio de reações comportamentais ou metabólicas mensuráveis, que indicam e refletem alguma mudança no ambiente onde eles vivem. Um indicador é definido como um índice ou uma medida final para avaliar a saúde de um sistema. O bioindicador é como a biota ou o componente biológico de um ecossistema que é utilizado como indicador da qualidade do ambiente (PRESTES e VICENCI, 2019).

Nishiwaki *et al.* (2017) aponta que os bioindicadores têm especificidade para certos impactos, pois várias espécies são vulneráveis a um tipo de poluente e mais resistente a outros.

Diversas técnicas podem avaliar mudanças no meio ambiente, incluindo o monitoramento de organismos vivos. Estes podem responder de modo fisiológico, metabólico e/ou etológico as alterações ambientais, considerando que são essenciais, pois sinalizam modificações imperceptíveis sem instrumentos ou aferições em laboratório (GUIMARÃES, 2014). Os pesquisadores Heink e Kowarik (2010) assinalam que critérios devem ser previamente

estabelecidos para se trabalhar com bioindicadores, por meio da realização de testes e bioensaios laboratoriais.

Ainda tratando-se de ecossistemas terrestres, para se investigar a possibilidade de aplicação de uma água residuária no solo, é fundamental a avaliação de sua toxicidade e, neste caso, os organismos-teste mais adequados são as plantas (NASCENTES *et al.*, 2019). A diferença de outros testes de toxicidade é que ao analisar as sementes é possível observar a evolução da fitotoxicidade das amostras de maneira direta e sem necessidade de filtração prévia, reduzindo assim as interferências devido ao pré-tratamento e simplificando o procedimento experimental (BAEZ; GRANADOS; RONCO, 2008).

As sementes quando hidratadas, produzem um estímulo do crescimento das células, permitindo o crescimento das raízes da planta. Porém, quando exposta a uma substância tóxica há uma inibição do crescimento dessas raízes. A inibição do crescimento das raízes constitui um indicador subletal sensível a evolução dos efeitos biológicos nos vegetais. Este ensaio pode ser aplicado em testes de toxicidade de compostos solúveis, de águas superficiais, águas subterrâneas, águas para consumo humano, águas residuárias domésticas e industriais e lixiviados de solos, sedimentos, lodo e outros (BAEZ; GRANADOS; RONCO, 2008).

- *Solanum lycopersicum*

Nascentes *et al.* (2019) destaca que um grande número de plantas pode ser utilizado em bioensaios de toxicidade. Neste trabalho, foi utilizada a semente de *Solanum lycopersicum*(L.) (semente de tomate) pertencente a classe *Magnoliopsida* (L.), Ordem *Solanales* (L.) Família *Solanaceae* (L.) e Gênero *Solanum* (L.), espécie originada na América do Sul, precisamente na região andina, compreendendo Chile, Bolívia, Peru, Equador e Colômbia. Por ser cultivada em regiões tropicais e subtropicais ao redor do mundo, a fruta pode ser utilizada para consumo fresco e para industrialização, destacando-se como a segunda cultura horticultural mais cultivada do mundo (FERNANDES *et al.*, 2018).

Figura 1- Semente de Tomate



Fonte: Dreamstime, 2022.

A semente de tomate é utilizada para avaliação da toxicidade das mais diversas substâncias. Mais Júnior *et al.* (2020), utilizou a semente para avaliação de diferentes concentrações de ácido salicílico na germinação das sementes em condições de salinidade. Já Silveira (2021), utilizou a semente tomate para avaliar o desempenho com solução de selênio e submetidas ao deficit hídrico.

- *Lactuca sativa*

A *Lactuca sativa* (L.) (Semente de alface) é a planta que pertencente a classe *Magnoliopsida* (L.), Ordem *Astereles* (L.) Família *Asteraceae* (L.) e Gênero *Lactuca* (L.).

Figura 2-Semente de Alface



Fonte: Dreamstime, 2022.

A semente de alface é amplamente utilizada em testes de toxicidade. Melo *et al.* (2021), utilizou a semente para análise da toxicidade de amostras de efluente do esgoto doméstico. Além deste, Bitencourt *et al.* (2021), utilizou para teste de toxicidade do lodo de cortume. Além da utilização da semente para avaliação da toxicidade de outros efluentes.

- *Allium cepa*

A *Allium cepa* (L.) (Semente de cebolinha) é a planta que pertence à classe *Magnoliopsida* (L.), Ordem *Asparagales* (L.) Família *Amaryllidaceae* (L.) e Gênero *Allium* (L.). A cebola é uma das plantas cultivadas de mais ampla difusão no mundo, sendo consumida por quase todos os povos do planeta, independente da origem étnica e cultural, constituindo-se em um importante elemento de ocupação da mão-de-obra familiar (WAMSER *et al.*, 2014).

Figura 3-Semente de cebolinha



Fonte: Dreamstime, 2022.

A semente de cebolinha já foi utilizada em outros trabalhos para avaliação de toxicidade. Bagatini *et al.* (2007), utilizou como bioindicador de toxicidade de infusões de plantas medicinais. Já Almeida *et al.* (2021), concluiu em seu trabalho que os bioensaios com a semente de cebolinha é um teste rápido, barato e sensível, capaz de detectar agentes tóxicos, citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos em águas superficiais e outros sistemas ambientais.

- *Brassica oleracea*

Brassica oleracea (L.) (Semente de repolho) é a planta que pertencente a Classe *Magnoliopsida* (L.), Ordem *Brassicales* (L.) Família *Brassicaceae* (L.) e Gênero *Brassica* (L.). É uma espécie nativa do sul costeiro e da Europa Ocidental. Apresenta alta versatilidade, não apenas por seu valor nutritivo, mas devido ao fato de ser cultivada essencialmente por pequenos agricultores (CARVALHO *et al.*, 2011).

Figura 4-Semente de Repolho



Fonte: Dreamstime, 2022.

Nascimento *et al.* (2022), utilizou a semente de repolho, juntamente com a semente de tomate, para avaliação da toxicidade do lixiviado do aterro sanitário do município de Campina Grande. Já Coutinho *et al.* (2021), utilizou para análise da toxicidade do efluente de açai. Portanto é conhecida e utilizada em outros efluentes, além do lodo.

- *Cucumis sativus*

Cucumis sativus (L.), semente de pepino, pertencente a Classe *Magnoliopsida* (L.) Ordem *Cucurbitales* (L.) Família *Cucurbitaceae* (L.) Gênero *Cucumis* (L.). Esta tem origem na Índia e é um alimento apreciado pela maioria da população brasileira devido ao seu delicado sabor e refrescância, sendo composto por 96% de água (NAKADA *et al.*, 2011).

Figura 5-Semente de Pepino



Fonte: Dreamstime, 2022.

A semente de pepino foi utilizada por Franco *et al.* (2017), para avaliação da toxicidade do lixiviado de aterro, juntamente com a semente de alface.

- *Eruca sativa*

Eruca sativa, semente de rúcula, uma hortaliça folhosa pertencente à família Brassicaceae, tendo como centro de origem e de domesticação o gênero *Eruca*, o Mediterrâneo e o oeste da Ásia (SILVA, 2004). Existem três espécies que são utilizadas no consumo humano: *Eruca sativa* Miller, que possui ciclo de crescimento anual, *Diplotaxis tenuifolia* (L) DC e *Diplotaxis muralis* (L.) DC., ambas perenes.

Figura 6-Semente de Rúcula.



Fonte: Dreamstime, 2022.

Mattos *et al.* (2019), utilizou o extrato de babosa e manjeriço na germinação e crescimento inicial da rúcula.

- *Eisenia Andrei* (FUGA)

No que diz respeito a espécies de ecossistemas terrestres, têm-se a *Eisenia andrei* (Bouché, 1972) (Figura 7), pertencente a Classe *Clitellata* (Malm, 1877), a ordem *Opisthopora* (Michaelsen, 1930), a família *Lumbricidae* (Rafinesque-Schmaltz, 1815) e Gênero *Eisenia* (Malm, 1877), sendo uma das espécies comumente pesquisadas para toxicidade padrão em estudos ecotoxicológicos em países tropicais (DA SILVA JÚNIOR *et al.*, 2019), devido aos seus curtos ciclos de vida, altas taxas reprodutivas, facilidade de cultura e sensibilidade a

produtos químicos (LATIF *et al.*, 2017). O gênero *Eisenia* é resistente a maioria dos poluentes, incluindo contaminação por metais (JASKULAK *et al.*, 2021).

Ainda, esta espécie pode ser eficientemente mantida em laboratório, sendo um indicador sensível da qualidade do solo. As respostas do comportamento da minhoca quando exposta ao metal, fornece informações sobre o mecanismo e o modo de ação tóxica (GARCÍA-GÓMES *et al.*, 2019).

Figura 7-Minhocas da espécie *Eisenia Andrei*.



Fonte- Autor (2021).

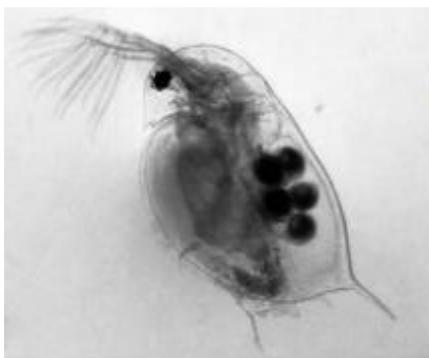
Garcia-Gómez *et al* (2019), utilizaram esta espécie de minhoca a fim de analisar os efeitos de conjuntos de nanopartículas de óxido de zinco e clorpirifós no que diz respeito a reprodução e estresse da minhoca. Já Jaskulak *et al* (2021), avaliaram os efeitos do Cádmio e outros metais pesados nas minhocas, observando o acúmulo desse metal em todo corpo.

- *Daphnia similis*

No que diz respeito ao grupo dos crustáceos, a *Daphnia similis* (Stratus,1820) é um dos organismos mais utilizados para referência na análise da toxicidade (BAEZ; GRANADOS; RONCO, 2008). Esta espécie pertence à Classe *Crustacea* (Brunnich, 1772), Ordem *Cladocera* (Latreille, 1829), Família *Daphniidae* (Stratus,1820) e Gênero *Daphnia* (O. F. Muller, 1785). É um organismo com ampla distribuição geográfica, que se adapta melhor em ambientes aquáticos. A sua diversidade reprodutiva é uma consequência das adaptações ambientais à radiação (SUMIYA *et al.*, 2014).

Este organismo é indicado para análise da toxicidade aguda de efluentes líquidos, apresentando um papel importante na comunidade zooplantônica, pois compõem um elo entre os níveis tróficos inferiores e superiores da cadeia alimentar de um ecossistema (AZEVEDO; CHASIN, 2003). Para Sumiya *et al.* (2014), uma das vantagens de utilizar este organismo como teste é o tamanho pequeno, ou ciclo de vida curto, é fácil de cultivar em laboratório, além de possuir baixa variabilidade genética.

Figura 8-Daphnia.



Fonte: NBR 12713 (ABNT, 2016).

A *Daphnia* é uma das espécies mais utilizadas em provas de toxicidade e seus resultados são expressos em termos de taxa mortalidade de indivíduos (SUMIYA *et al.*, 2014). Os ensaios com esta espécie permitem determinar a letalidade potencial de substâncias puras, águas residuárias domésticas e industriais, lixiviados, águas superficiais e subterrâneas, água potável entre outros.

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. Geral

Avaliar o efeito do alumínio no ecossistema terrestre através do teste de bioindicadores de germinação usando diferentes espécies de vegetais e o teste Fuga com minhocas *E. andrea* e no ecossistema aquático por meio de organismos como microcrustáceo *Daphnia magna*.

1.2.2. Específicos

- Verificar as concentrações de alumínio na ETA Gurjaú do Recife, no Estado de Pernambuco;
- Avaliar o efeito da exposição do lodo, em diferentes concentrações, na germinação das sementes de tomate, alface, cebolinha, repolho, pepino, rúcula e no teste de Fuga com *E. andrei*, como referência para ecossistema terrestre;

- Avaliar o efeito do alumínio nos bioindicadores *Daphnia similis*, como referência para ecossistema aquático;
- Estabelecer a relação dose-efeito e dose-resposta em todas as avaliações.
- Formação de recursos humanos na área acadêmica.

1.3. REFERÊNCIAS

ACHON, C. L.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, S. J. Resíduos de Estações de Tratamento de Água e a ISO 24512: desafio do saneamento básico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 18, n.2. São Paulo-SP, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000200003>

ALMEIDA, L. M.; BAILÃO, E. F.L.C.; CAMILO-COTRIM, C. F.; SOARES, R. R.; GARCIA, F. F.; PAULA, M. I.M.; LIMA, G. G. Conservação e monitoramento ambiental utilizando *Allium cepa* como indicadora de poluição das águas superficiais: uma revisão narrativa. **Águas e Florestas: Desafios para conservação e utilização**. Capítulo 11. P. 174-191, 2021. DOI: <https://doi.org/10.37885/210303792>

ANDRADE, C. F.; SILVA, C. M.; OLIVEIRA, F. C. Gestão Ambiental em Saneamento: Uma revisão das alternativas para tratamento e disposição do lodo de ETA e seus impactos na qualidade das águas. **V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**. Belo Horizonte-MG, 2014.

AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. As bases toxicológicas da ecotoxicologia. São Paulo: Rima, São Paulo: InterTox, p. 340, 2003.

BÁEZ, M.C.D.; GRANADOS, Y. P.; RONCO, A.. Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. **Ensayo de toxicidade aguda com el cladóceras Daphnia magna**. 1ed. México: IMTA, 2008.

BITENCOURT, G. A.; DUARTE, L. A.; LAURA, V. A. Teste de Toxicidade do Lodo de Curtume na Germinação de Alface. **Revista Brasileira Multidisciplinar**. v. 24, n. 2, p. 113-119, 2021. DOI: <https://doi.org/10.25061/2527-2675/ReBraM/2021.v24i2.1081>

BRASIL (2010) *Lei 12.305 De 02 De Agosto De 2010. Política Nacional De Resíduos Sólidos*. Institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF, 05 de Agosto de 2010.

CARVALHO, C. A.; FERNANDES, K. M.; MATTA, S. L. P.; SILVA, M. B.; OLIVEIRA, L. L.; FONSECA, C. C. Evaluation of antiulcerogenic activity of aqueous extract of *Brassica oleracea* var. capitata (cabbage) on Wistar rat gastrite ulceration. *Arquivos de Gastroenterologia*. v. 48, n. 4, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0004-28032011000400011>

FERNANDES, M. O.; BIANCHI, P. A.; SILVA, L. R. A.; VIANNA, L. S.; SANTOS, E. A.; MOULIN, M. M. Morpho-agronomic characterization and analysis of genetic divergence among accessions of tomatoes (*Solanum lycopersicum* L.). *Ciência Rural*. V. 48, n. 11, Santa Maria, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20180433>

FRANCO, H. A.; MARTINS, G. M. O.; MUSSEL, Y. L.; MORENO, S. C.; THODE FILHO, S.; MARQUES, M. R. C. Ecotoxicidade de lixiviado de Aterro sanitário na Germinação de Sementes de Alface (*Lactuca sativa* L.) e Pepino (*Cucumis sativus* L.). **REA-Revista de estudos ambientais**. v. 19, n. 1, p. 36-43, 2017. DOI: <https://doi.org/10.7867/1983-1501.2017v19n1p36-43>

COUTINHO, A. V. S.; COSTA, A. V. D.; MERCÊS, M. O.; COUTINHO, J. S.; PEREIRA, W. C.; CO ASSETTO, T. P. Toxicidade do efluente de açaí em sementes de *Brassica Oleracea*. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**. v. 14, n. 3, p. 743-752, 2021. DOI: <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2021v14n3e8393>

DA SILVA JÚNIOR, F. M. R.; FERNANDES, C. L. F.; TAVELLA, R. A.; HOSCHA, L. C.; BAISCH, P. R. M. Genotoxic damage in coelomocytes of *Eisenia andrei* exposed to urban soils. **Mutation Research/ Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, 2019. V. 842, p. 111-116. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2019.02.007>

GEORGE, D.B.; BERK, S.G.; ADAMS, V.D.; TING, R.S.; ROBERTS, R.O.; PARKS, L.H.; LOTT, R.C. Toxicity of alum sludge extracts to a freshwater alga, protozoan, fish, and marine bacterium, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* v. 29, n.2, p. 149–158, 1995.

GUIMARÃES, E.S.; SANTOS, J.S.G.; SILVA, A.C.F.X.; EL-DEIR, S.G. Análise de espécies bioindicadoras de águas residuais do sistema produtivo, uma opção de monitoramento ambiental para a engenharia de produção. *In: XXXIV Encontro nacional de Engenharia de produção*. Curitiba- PR, 2014.

GARCÍA-GÓMEZ, C.; BABÍN, M.; GÁRCIA, S., ALMENDROS, P., PÉREZ, R. A., FERNANDEZ, M. D. Joint effects of zinc oxide nanoparticles and chlorpyrifos on the

reproduction and cellular stress responses of the earthworm *Eisenia andrei*. **Science of The Total Environment**. 2019 p. 199–207, v. 688. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.083>

TRINH, T. K.; KANG, L. S. Responde surface methodological approach to optimize the coagulation-flocculation process in drinking water treatment. **Chemical Engineering Research and Design**. v. 89, p. 1126-1135, 2011.

HEINK, U.; KOWARIK, I. What criteria should be used to select biodiversity indicators? **Biodivers Conserv**. v.19, p. 3769–3797, 2010.

JASKULAK, M.; RORAT, A.; KURIANSKA-PIATEK, L.; HOFMAN, S.; BIGAJ, J.; VANDENBULCKE, F.; PLYTYEZ, B. Species-specific Cd-detoxification mechanisms in lumbricid earthworms *Eisenia andrei*, *Eisenia fétida* and their hybrids. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. 2021. v. 208. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111425>

LATIF, R.; MALEK, M.; CSUZDI, C. When morphology and DNA are discordant: Integrated taxonomic studies on the *Eisenia fétida/andrei* complex from diferente parts of Iran (Annelida, Clitellata: Megadrili). **European Journal of Soil Biology**. 2017. v.81, p. 55-63. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2017.06.007>

MAIA JÚNIOR, S. de O. M.; ANDRADE, J. R. de; NASCIMENTO, R. de; LIMA, R. F. de; VASCONCELOS, G. N.; TAVARES, A. J. F.; Indução de tolerância ao estresse salino em sementes de tomateiro condicionadas com ácido salicílico. **Applied Research & Agrotechnology**, Guarapuava-PR, v.13: e6402, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5935/PAeT.V13.e6402>

MATTOS, A. P.; MACHADO, B. R.; RISSATO, B. B.; ALVES, L. H. Extrato de babosa e manjeriço na germinação e crescimento inicial de rúcula. **Revista verde**. v. 15, n. 1, p. 100-104, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.18378/rvads.v15i1.7317>

MELO, N. M.M.; MORAES, C. M.; OLIVEIRA, D.C.; FREITAS, J. J. R.; DIAS, F. S. F.; OLIVEIRA, C. G.C.; BENACHOUR, M.; BRANDÃO, Y. B. Toxicidade nas sementes da *Lactuca sativa* (alface) por amostras de efluentes de Esgoto doméstico Coletadas no Recife-PE com análise Físico-Química e Microbiológica. **Conjecturas**. n. 21, v.2, p. 483-514, 2021. DOI: <https://doi.org/10.53660/CONJ-261-117>

MOTTA SOBRINHO, M. A. M.; TAVARES, R. G.; ARRUDA, V. C. M.; CORREA, M. M.; PEREIRA, L. J. R. Geração, tratamento e disposição final dos resíduos das estações de

tratamento de água do estado de Pernambuco. 2019. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 4, pag. 761-771, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019175810>

NAIR, A.T.; AHAMMED, M. M. The reuse of water treatment sludge as a coagulant for post-treatment of UASB reactor treating wastewater. **Journal of Cleaner Production**. v. 96, p. 272-281, jun, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.037>

NASCIMENTO, S. C.; SILVA, E. M.; GOMES, N. A.; RIBEIRO, L. S. S.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. Variação sazonal de indicadores físico- químicos e fitotoxicológicos em lixiviado de aterro sanitário localizado no semiárido brasileiro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 6, n. 27, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-415220210172>

NASCENTES, A. L.; PEREIRA, B. C.; PINHO, C. F.; SILVA, L. D. B.; ZONTA, E.; FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. C. Avaliação da toxicidade do lixiviado de aterro sanitário utilizando germinação de sementes de milho. **Revista de estudos ambientais (online)**. V. 21, n.2, p. 20-30, jul./dez. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.7867/1983-1501.2019v21n2p20-30>

NAKADA, P. G.; OLIVEIRA, J. A.; MELO, L. C.; GOMES, L. A. A.; VON PINHO, E. V. R. Desempenho fisiológico e bioquímico de sementes de pepino nos Ds estádios de maturação. **Revista Brasileira de Sementes**. v. 33, n. 1, p. 113-122, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0101-31222011000100013>

NISHIWAKI, A. A. M.; PINHEIRO, S. M. G.; GUSMÃO, L. O.; SILVA, E. C.; SANTOS, A. F. M. S.; EL DEIR, S. G. Scarabaeidae Family (Coleoptera) as potencial environmental quality bioindicator. **Revista Geama- Ciências Ambientais**.v.3, n. 2, p. 68-77, 2017. ISSN 2447-0740

OLIVEIRA, I. Y. Q.; RONDON, O. C. Diagnóstico da Gestão de Lodo de Estação de Tratamento de água em Mato Grosso do Sul. **Interações**. v. 17, n. 4, p. 687-698, Campo Grande-MS, out/dez. 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.20435/1984-042X-2016-v.17>

REALI, M. A. P.; PATRIZZI, L. J. **Importância do Tratamento e Disposição Adequada dos lodos de ETAs**. In: REALI, M. A. P. (Coordenador). Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: ABES, p.240, 1999.

SILVA MAB. GEAGESP. Seção de Economia. São Paulo-SP. Comunicação pessoal.2004.

SILVERIO, J. M.; SANTOS, C. C.; BERNARDES, R. S.; ESPÍNDOLA, G. M.; MEURER, H. L.; VIEIRA, M. C. Germinação de Sementes e Vigor de Plântulas de *Arctium lappa* L.

submetidas à toxicidade do Alumínio. **Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas**. v. 15, n. 1, p. 154-167, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.18011/bioeng2021v15n1p154-167>

SILVEIRA, A. S. Osmocondicionamento com selênio em sementes de tomate submetidas ao déficit hídrico. (Tese de Doutorado). Universidade Federal de Viçosa. Programa de Pós-Graduação em Fitotecnia, 2021.

SUMIYA, E.; OGINO, Y.; MIYAKAWA, H.; HIRUTA, C.; TOYOTA, K.; MIYAGAWA, S.; IGUCHI, T. Roles of ecdysteroids for progression of reproductive cycle in the fresh water crustacean *Daphnia magna*. **Frontiers in Zoology**, v. 11, n. 60, 2014.

PRESTES, R. M. VICENCI, K. L. Bioindicadores como avaliação de impacto ambiental. **Brazilian Journal of animal and Environmental Research**. v. 2, n. 4, p. 1473-1493, 2019.

TAVARES, R. G. Atenuação do alumínio do resíduo de estação de tratamento de água por Vermicompostagem e adsorção. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de pós-graduação Engenharia Civil, 2016.

TAVARES, R. G.; MOTTA SOBRINHO, M. A. M.; PEREIRA, L. J. R.; CORREA, M. M.; ARRUDA, V. C. M.; MELO, R. R. C. Avaliação da Toxicidade do Lodo de Estação de Tratamento de água e esgoto, antes e após vermicompostagem, usando teste de germinação com semente de alface (*Lactuca sativa*). **Revista DAE**, v. 67, n. 128, 2018. DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.040>

WAMSER, G. H.; COIMBRA, J. L. M.; GUIDOLIN, A. F.; LANNES, S. D.; DALAGNOL, G. L. Caracterização de genótipos de cebola com a utilização de marcadores moleculares RAPD. *Revista Ciências Agronômicas*. v. 45, n. 3, p. 573-580, jul-set, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1806-66902014000300019>

2.CAPÍTULO 2

POLÍTICAS PÚBLICAS RELATIVAS AO LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

PUBLIC POLICIES REGARDING WATER TREATMENT PLANT SLUDGE

Resumo

A disposição inadequada do lodo da ETA com alta concentração de alumínio no ambiente tem como consequência a contaminação do meio ambiente. Este artigo visa analisar as políticas públicas pertinentes à disposição do lodo no ambiente, realizando leitura crítica de acordos internacionais e legislação brasileira, com olhar nas normativas estabelecidas no Estado de Pernambuco. No âmbito das políticas internacionais têm-se a Agenda 21 Global; Os Objetivos do Desenvolvimento do Milênio que abrangeram ações específicas com prazo para o alcance em 2015; Foi estabelecida uma nova agenda de desenvolvimento sustentável, os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável. Considerando o panorama nacional, têm-se a questão ambiental mencionada na Constituição Federal de 1988; A Lei nº6.938, que institui a Política Nacional do Meio Ambiente; Têm-se a criação da Agenda 21 brasileira no ano de 1992; Foi criada a Lei nº 9.605, conhecida como Lei de crimes ambientais; Foi instituída a Lei nº11.445, que estabelece as diretrizes para o saneamento básico; Instituiu-se a Lei nº 12.305, referente à Política Nacional dos Resíduos Sólidos. Recentemente, foi estabelecida a Lei 14.026 que atualiza o Marco Legal do Saneamento. Na Lei estadual nº14.236, observa-se que o lodo foi classificado como resíduo industrial. Ao realizar o diagnóstico do estado no Plano de Resíduos Sólidos, foi apontada a existência de 187 ETA, nas quais o destino do lodo ocorre em corpos de água adjacentes. No Brasil, é necessário um maior esforço nacional com a ampliação dos serviços de saneamento. Indica-se maior aprofundamento da questão, buscando a definição de normativa que assegure a manutenção da qualidade ambiental relativa à disposição final do lodo.

Palavras-chave: acordos internacionais; legislação nacional; legislação estadual; resíduos sólidos.

Abstract

The improper disposal of WTP sludge with high aluminum concentration in the environment has as a consequence the contamination of the environment. This article aims to analyze the public policies relevant to the disposal of sludge in the environment, performing a critical reading of international agreements and Brazilian legislation, looking at the regulations established in the State of Pernambuco. In the scope of international policies, we have the Global Agenda 21; the Millennium Development Goals, which covered specific actions with a deadline of 2015; a new agenda for sustainable development, the Sustainable Development Goals, was established. Considering the national panorama, there is the environmental issue mentioned in the 1988 Federal Constitution; Law nº 6.938, which institutes the National Environmental Policy; there is the creation of the Brazilian Agenda 21 in 1992; Law nº 9.605 was created, known as the Environmental Crimes Law; Law nº 11.445 was instituted, which

establishes the guidelines for basic sanitation; Law n° 12.305 was instituted, referring to the National Solid Waste Policy. Recently, Law 14.026 was established, which updates the Legal Framework for Sanitation. In State Law 14.236, sludge was classified as industrial waste. When performing the diagnosis of the state in the Solid Waste Plan, the existence of 187 WTP was pointed out, in which the destination of the sludge occurs in adjacent bodies of water. In Brazil, a greater national effort is needed with the expansion of sanitation services. A deeper study of the issue is indicated, seeking the definition of regulations that ensure the maintenance of environmental quality related to the final disposal of the sludge.

Keywords: international agreements; national legislation; state legislation; solid waste.

2.1. INTRODUÇÃO

As atividades antrópicas têm exercido sobre os mananciais efeitos adversos que ameaçam a saúde humana. Desta forma, faz-se necessário o uso de tecnologias de tratamento de água e de resíduos líquidos e sólidos resultantes desde tratamento (SOBRINHO *et al.*, 2019).

A tecnologia responsável pelo abastecimento de tratamento da água é formada por componentes e etapas, tais como a captação da água, transporte de água via adutoras, passagem por reservatórios de regularização e estação de tratamento de água (ETA). Em especial, dentre às estruturas do sistema de abastecimento têm-se a ETA que é responsável pelo tratamento da água captada no manancial. Após aplicação de produtos químicos na água para remoção das impurezas presentes na água, têm a geração do lodo residual. O resíduo gerado nos flotores, descargas de decantadores, lavagem de filtros, remoção de ferro e manganês e abrandamento é o lodo (ACHON *et al.*, 2013).

O lodo possui características variadas, a depender das condições apresentadas na água bruta captada e da dosagem dos produtos químicos utilizados para floculação. Esse é constituído de resíduos sólidos de natureza orgânica e inorgânica, tais como bactérias, vírus, algas, coloides, partículas em suspensão, areais, soltes, argila, magnésio, cálcio, manganês e ferro. Além dos elementos citados, o lodo da ETA também é composto pelos floculantes hidróxido de alumínio, ferro e, em alguns casos, polímeros condicionantes (ACHON *et al.*, 2013; ANDRADE *et al.*, 2014).

A disposição do lodo com alta concentração de alumínio no ambiente tem como consequência a contaminação do meio e da biota ali presente. Quanto há biocenose, observa-se a bioacumulação deste metal pesado nos organismos, podendo ocasionar diferentes respostas fisiológicas, chegando a inibir o crescimento em certas espécies de peixes e outros organismos

aquáticos (SOBRINHO *et al.*, 2019). A presença de alumínio, oriundo do coagulante sulfato de alumínio utilizado na ETA, em elevadas concentrações pode culminar na toxicidade estimular a toxicidade aos organismos aquáticos, aumentando a degradação desses ambientes (TAVARES *et al.*, 2018).

Segundo a Lei 12,305 (BRASIL, 2010, Art. 3º, inciso XVI), que instituiu a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), o lodo é classificado como resíduo sólido resultante de atividades humanas. Esta Lei dispõe dos objetivos, princípios, diretrizes e instrumentos referentes ao gerenciamento dos resíduos sólidos e gestão integrada, introduzindo a responsabilidade dos geradores, sendo esta uma característica socioeconômica. Desta forma, esta dinâmica reflete os pilares do desenvolvimento sustentável, em uma visão sistêmica e integradora, que permite a gestão desses resíduos para minimizar o impacto ambiental, social e econômico. Uma importante questão ambiental que vem sendo pesquisada atualmente é a disposição dos resíduos da ETA.

2.2. Objetivo Geral

- Analisar as políticas públicas pertinentes à disposição do lodo no ambiente, realizando leitura crítica de acordos internacionais, legislação brasileira, tendo olhar particular as normativas estabelecidas no Estado de Pernambuco.

2.3. Material E Métodos

A pesquisa foi de caráter dedutivo e descritivo, teve o referencial teórico elaborado por meio de pesquisas bibliográficas, utilizando-se de dados secundários através da leitura de artigos científicos, políticas globais relativas ao desenvolvimento sustentável e a forma como estas refletiram nas políticas nacionais e estaduais, no que diz respeito à disposição do lodo e sua problemática.

2.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Compreende-se por políticas públicas o processo que tem por objetivo resolver um problema público, ou seja, a área do conhecimento que busca “posicionar o governo em ação”, analisar essa ação e sugerir mudanças na direção dessas ações, quando necessária (SOUZA, 2006). De acordo com o âmbito geográfico do problema, estabelece-se o nível da política pública, podendo ser internacional, nacional, estadual ou municipal. No âmbito das questões ambientais, as políticas públicas são amplamente discutidas na busca de minimizar os impactos ambientais causados pela atividade antrópica. Os impactos ambientais podem ser locais, regionais ou globais, necessitando o estabelecimento de Leis, Normas, Decretos e Agendas, com o objetivo de atender as demandas destas questões.

Dentre os impactos ambientais, destaca-se a disposição do lodo no meio ambiente. Sobrinho & Motta (2019) apontaram que no Brasil a maioria das ETA lançam resíduos sem nenhum tipo de tratamento prévio nos corpos hídricos ou terrenos adjacentes. Desta forma, faz-se necessário o estabelecimento de políticas públicas que estão, direta e indiretamente, relacionadas à disposição do lodo das ETA no meio ambiente, além de acordos internacionais.

Acordos internacionais

A discussão ambiental surge devido aos impactos decorrentes das atividades humanas nos ecossistemas, desde as atividades agrícolas, indústrias, prestação de serviços que apresentam potenciais impactantes diversos, visto que no sistema capitalista não há internalização destes recursos. Esta discussão chegou no âmbito internacional e nacional e em diversas Conferências como as que tiveram lugar em Estocolmo, Kyoto e Rio Janeiro. Todos estes são indutores de políticas públicas nacionais.

No âmbito das políticas internacionais com foco na sustentabilidade, têm-se a Agenda 21 Global, organizada pela Organização das Nações Unidas (ONU, 1992), elaborada durante a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (CNUMAD), evento conhecido como ECO-92, realizada no Rio de Janeiro-RJ, Brasil.

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 1992), a Agenda 21 Global pode ser definida como uma ferramenta de planejamento para a criação de sociedades sustentáveis. Segundo a Agenda 21 Global, no Pré-âmbulo,

A Agenda 21 está voltada para os problemas prementes de hoje e tem o objetivo, ainda, de preparar o mundo para os desafios do próximo século. Reflete um consenso mundial e um compromisso político no nível mais alto no que diz respeito a desenvolvimento e cooperação ambiental. O êxito de sua execução é responsabilidade, antes de mais nada, dos Governos. Para concretizá-la, são cruciais as estratégias, os planos, as políticas e os processos nacionais. A cooperação internacional deverá apoiar e complementar tais esforços nacionais (ONU, 1992, p. 5).

Ainda que a Agenda 21 Global estabeleça a participação ativa de todos os seguimentos sociais, esta missão ficaria mais presentes nos governos. A importância da elaboração deste documento evidenciou-se pela repercussão midiática que a Rio-92 teve na época da elaboração.

Desta forma, é possível encontrar diferentes obras que abordam a problemática do meio ambiente (PIGA *et al.*, 2016), com relação a iniciativa privada, o setor público e as organizações não governamentais.

Os países membros da ONU assumiram um conjunto de objetivos focado no progresso rápido do mundo rumo à eliminação da extrema pobreza e da fome no planeta. Durante a 55ª sessão da Assembleia Geral, chamada de Cúpula das Nações Unidas, foram adotados os chamados Objetivos do Desenvolvimento do Milênio (ODM), de maneira unanime pelos altos representantes de 191 países e chefes de estado, realizada de 6 a 8 de setembro de 2000, em Nova York (ROMA, 2019).

Os ODM abrangeram ações específicas com prazo para o alcance em 2015. Estas ações focaram em oferecer educação básica de qualidade; reduzir a mortalidade infantil; acabar com a fome a miséria; promover a igualdade entre os sexos e autonomia as mulheres; garantir qualidade de vida; estabelecer parcerias para o desenvolvimento; e no que se refere ao meio ambiente, respeito ao meio ambiente. Para cada objetivo citado foram estabelecidas 21 metas globais com 60 indicadores.

A fim de renovar o compromisso de sustentabilidade e adotar uma nova agenda de desenvolvimento sustentável, ocorreu a Cúpula das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável, de 25 à 27 de Setembro de 2015, na sede da ONU em Nova York, com a participação de mais de 150 líderes mundiais (ONU, 2015). Resultante da Cúpula Mundial sobre Desenvolvimento Sustentável de 2002, esta nova agenda contou com a participação de pessoas de todo o mundo, validando a Agenda 2030. Esta Agenda é composta por 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), destacando-se promover a agricultura sustentável, alcançar a segurança alimentar da melhoria da nutrição; assegurar a disponibilidade e gestão sustentável; assegurar uma vida saudável e promover o bem-estar para todos, em todas as idades, dentro outros.

Nesta Agenda, a abordagem a respeito de saneamento foca no abastecimento de água, no tratamento de efluentes e na destinação adequada dos resíduos, visto que um dos pontos de discussão ambiental para formulação das políticas públicas internacionais é assegurar o saneamento para todos. A depender da concepção do sistema de abastecimento e considerando as etapas de tratamento e posterior distribuição da água à população, têm-se a formação de efluentes, além da geração de resíduos, a exemplo do lodo.

Política nacional

Considerando o panorama nacional, têm-se a questão ambiental mencionada na Constituição Federal (Brasil, 1988, Art. 225), sendo exposta a universalização do meio ambiente e da qualidade de vida, de forma simples e objetiva:

Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo para as presentes e futuras gerações (BRASIL, 1988, Art. 225).

A Lei nº6.938 (Brasil, 1981), que institui a Política Nacional do Meio Ambiente, tem como objetivo criar mecanismos de formulação e aplicação e dá outras providências. Esta Lei tem a definição do conceito de poluição:

Art. 3. III- poluição, a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetam desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos” (BRASIL, 1981, Art. 3º).

Em paralelo, têm-se a criação da Agenda 21 brasileira no ano de 1992, sendo reflexo da Agenda 21 Global. Como as responsabilidades da Agenda 21 foram transferidas aos governos nacionais, essa se desdobrou em Agendas 21 nacionais, Agendas 21 estaduais e Agendas 21 locais (MMA, 2020). Dentre as ações prioritárias da Agenda 21 brasileira, têm-se o objetivo 9: “Universalizar o saneamento ambiental protegendo o ambiente e a saúde”, implicando em prover recursos para o abastecimento e a disposição de esgoto e resíduos, também, nas zonas rurais (Agenda 21 Brasileira, 2004). Desta forma, as questões acerca da destinação adequada dos resíduos e atendimento de água potável as populações foram incluídas na Agenda 21 brasileira.

Com objetivo de fixar as normas e padrões ambientais a serem observadas pelas atividades que necessitam de recursos ambientais, foi criado o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Neste, a Resolução nº237 (CONAMA, 1997) estabelece as normas para Licenciamento Ambiental e, no Anexo I, existe a especificação de atividades passíveis desta normativa, inclusive as Estações de Tratamento de Água. Sendo assim, a atividade de tratamento de água passa a passível de fiscalização tanto em questões de concepção do projeto, como também na forma que os resíduos resultantes deste processo são destinados.

Segundo a Lei nº 9.433 (Brasil, 1997), estão sujeitos a outorga de direitos de uso dos recursos hídricos o lançamento de esgotos em corpos hídricos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de disposição final e diluição. Desta forma, sabendo que o lodo possui características químicas que podem acarretar alteração dos efluentes nos corpos hídricos, ou seja, causar poluição, esta Lei estabelece no Art. 12 a autorização do Poder Público para disposição desse resíduo nos corpos hídricos em forma de outorga.

No ano seguinte, foi criada a Lei nº 9.605 (Brasil, 1998), que dispõe sobre as sanções administrativas e penais oriundas de atividades e condutas nocivas ao meio ambiente. Nesta Lei (Art.54), caso ocorra o lançamento de resíduos líquidos, sólidos ou gasosos, ou óleos ou substâncias oleosas, ou detritos que não estão em concordância com as exigências estabelecidas em leis e regulamentos, há uma pena de reclusão de um a cinco anos.

Segundo a Norma Brasileira (NBR) 10.004 (ABNT, 2004), o lodo das ETA tem recebido a classificação de “Resíduos Classe II A- não inertes”, que necessita de uma destinação adequada. Contudo, mesmo com essa classificação os lodos das ETA vêm sendo lançados nos corpos hídricos (OLIVEIRA e HOLANDA, 2008; SILVA *et al.*, 2012). Além da Lei de Outorga citado anteriormente, a Resolução nº 357 (CONAMA, 2005) regula o lançamento do lodo nos corpos hídricos, desde que o descarte obedeça as condições, padrões e exigências estabelecidas por essa Resolução. O descarte nos rios é vantajoso para as ETA porque é o método de disposição mais econômico, rápido e dinâmico, porém pode causar mais efeitos adversos ao meio ambiente e saúde humana.

Outra regulamentação que faz referência ao lodo é a Resolução nº 375 (CONAMA, 2006), que trata da aplicação do lodo da ETA na recuperação de áreas degradadas ou em solos agrícolas. Para Teixeira, Melo e Silva (2005), tal aplicação eleva os teores de macronutrientes e o valor do pH do solo. A aplicação deve estar adequada a um resíduo orgânico, para fins de recuperação, como compostos de serragem ou esterco bovino.

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2012), cerca de 3 mil municípios brasileiros, 44,8% do total, não possui coleta de esgoto. Logo observa-se que o Brasil ainda necessita de avanço no que diz respeito a um serviço sanitário adequado. Na intenção de reverter esse quadro, foi instituída a Lei nº11.445 (Brasil, 2007), a qual diz respeito às diretrizes nacionais para o saneamento básico no país. O Art. 52 estabelece a concepção do Plano Nacional de Saneamento Básico. A área de saneamento básico sempre foi escassa de planejamentos estratégicos nacionais de longo e médio prazo, transferindo a responsabilidade aos municípios e estados. Segundo esta Lei, o Plano deve englobar o manejo de resíduos sólidos, o esgotamento sanitário e o abastecimento de água; portanto estabelece o manejo adequado do lodo, com vistas à proteção da saúde pública.

Ainda na esfera nacional, foi instituída a Lei nº 12.305 (BRASIL, 2010), referente à Política Nacional dos Resíduos Sólidos, que dispõe de instrumentos relativos à gestão integrada e o gerenciamento dos resíduos sólidos e responsabiliza os geradores, o poder público e identifica os instrumentos econômicos aplicáveis. Porém, mesmo havendo penalidades para a disposição inadequada de resíduos, o lodo não é especificado nas Leis como resíduo e, por vezes, é descartado no meio ambiente, sem nenhum tratamento. O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010) registra que, em 67% dos casos, o lodo proveniente das ETA foi descartado nos rios e mares; já no ambiente terrestre, em 26% dos casos, tal disposição foi em aterro sanitário ou terrenos baldios. Desta forma, percebe-se que existe a necessidade da plena aplicação dos ditames legais para a diminuição de degradação do meio ambiente.

Com respeito aos projetos que tem por finalidade o tratamento do lodo da ETA, o trabalho “Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água” do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB, trata da disposição adequada dos lodos de ETA e os potenciais impactos ambientais da disposição em ambientes aquáticos e terrestres (REALI, 1999). Entretanto, anos após a promulgação do PROSAB, houve chamada pública para a formação de cooperativas de pesquisa relacionadas ao saneamento por parte da Financiadora de Estudos e Pesquisa, órgão do Ministério de Ciência e Tecnologia do Governo Federal (Fernandes, 2009).

Recentemente, foi estabelecida a Lei 14.026 (Brasil, 2020) que atualiza o Marco Legal do Saneamento e confere a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) o poder para editar as normas de referência de saneamento. Nesta Lei, a disposição final do lodo é atribuída aos serviços públicos de esgotamento sanitários.

Legislação do estado de Pernambuco

Tratando-se da legislação do Estado de Pernambuco, têm-se o marco no Brasil relativo a Política Estadual de Resíduos Sólidos na Lei n° 12.008 (PERNAMBUCO, 2001). Esta foi revogada pela Lei n° 14.236 (PERNAMBUCO, 2010a), face a necessidade de adequação à Política Nacional de Resíduos Sólido (BRASIL, 2010). Segundo esta Lei, os resíduos sólidos são enquadrados de acordo com sua origem. Portanto, considera-se:

Art. 3. II- resíduos industriais: provenientes de atividades de pesquisa e de transformação de matérias-primas e substâncias orgânicas ou inorgânicas em novos produtos, por processos específicos, bem como, os provenientes das atividades de mineração e extração, de montagem de manipulação de produtos acabados e aqueles gerados em áreas de utilidade, apoio depósito e de administração das indústrias e similares, inclusive resíduos provenientes de Estações de Tratamento de Água- ETA e Estações de Tratamento de Esgoto - ETE (Pernambuco, 2010).

O Decreto n° 35.706 (PERNAMBUCO, 2010b), que regulamenta a Lei n°14.236 (PERNAMBUCO, 2010a), institui o Comitê Estadual de Resíduos Sólidos, sendo este composto por representantes das Secretarias do Estado. Este Comitê tem a competência de articulação junto aos órgãos ambientais e acompanhar as ações relativas à gestão regionalizada, integrada e consorciada de resíduos sólidos. Nesta Política, observa-se que o lodo foi classificado como resíduo industrial, uma vez que passa por procedimentos de alta complexidade, desde a captação da água até a geração do resíduo nos decantadores e filtros da ETA. Desta forma, este fica sujeito a todos os procedimentos de licenciamento e gerenciamento previstos nesta legislação.

O Plano Estadual de Resíduos Sólidos (PERS) (PERNAMBUCO, 2012a) foi apresentado por meio do Decreto n° 38.483 (PERNAMBUCO, 2012b), onde tornou obrigatória a elaboração deste trabalho. Este considera a importância do planejamento ambiental visando o alcance de padrões socioambientais fundamentais para a garantia da qualidade de vida e da conservação do meio. Ao realizar o diagnóstico, foi apontada a existência de 187 ETA no Estado, sendo estas distribuídas nas regiões de desenvolvimento da Região Metropolitana de Recife, Mata Sul, Mata Norte, Agreste Central, Agreste Meridional, Agreste Setentrional, Sertão Central, Sertão de Itaparica, Sertão Pajeú e Sertão do Araripe. O destino do lodo das

ETA operadas pela Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA) ocorre em corpos de água adjacentes.

A fim de reverter o quadro apresentado no diagnóstico, foram estabelecidas metas gerais para o gerenciamento dos resíduos, através de uma matriz de componentes, diretrizes e estratégias. Neste caso, foram estabelecidas duas diretrizes, as quais indicam a criação de condições especiais para que micro e pequenos empreendedores possam se ajustar aos objetivos do Plano Estadual de Resíduos Sólidos e extinção da disposição inadequada dos resíduos no ambiente. Dentre as estratégias, foi indicada a realização de Plano de Gerenciamento de Resíduos para a iniciativa privada e, inclusive, as ETA do Estado (PERNAMBUCO, 2012a).

2.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A questão da responsabilidade socioambiental internacional está pactuada nos acordos liderados pela ONU, tais como Agenda 21 Global, Objetivos do Desenvolvimento do Milênio e Objetivos do Desenvolvimento Sustentável. Nestes, o saneamento é uma prioridade e deve ser universalizado. No Brasil, é necessário um maior esforço nacional com a ampliação dos serviços de saneamento, compreendendo desde o abastecimento de água, o tratamento do esgoto e destinação adequada dos resíduos sólidos. A fiscalização da qualidade dos serviços de saneamento ambiental deve seguir padrões rigorosos, independente do prestador ser o poder público, consórcios público/privado ou iniciativa privada. Entretanto, a destinação adequada do lodo é um dos problemas da deficiência do saneamento.

Com relação a definição do lodo, constatou-se que na Legislação nacional, especialmente na Política Nacional dos Resíduos Sólidos e demais normativas, este é considerado como resíduo sólido. Porém, na legislação estadual de Pernambuco, particularmente Política Estadual de Resíduos Sólidos, o lodo é considerado um resíduo resultante de processos industriais. Este enquadramento descreve melhor a atividade, uma vez que na água bruta proveniente dos mananciais é adicionado produto químico (coagulante) para formação dos flocos e posterior sedimentação. Além disso, tal direcionamento legal permite o melhor gerenciamento deste resíduo nos Planos de Gerenciamento dos Resíduos Sólidos do estado. Se observada a orientação normativa para construção dos Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos das estações de tratamento de água, percebe-se que o enquadramento realizado pela Legislação no Estado de Pernambuco exige maior cuidado na destinação e na disposição final do lodo.

Dessa forma, indica-se maior aprofundamento da questão nas esferas Federal e Estaduais, buscando a definição de normativa que assegure a manutenção da qualidade ambiental relativa à destinação e à disposição final do lodo. Especificar este resíduo na legislação nacional, como forma de orientação para o melhor gerenciamento deste, poderá propiciar a elevação da segurança sanitária e ambiental para todo o processo de tratamento das águas no país.

2.6. REFERÊNCIAS

ACHON, C. L., BARROSO, M. M., CORDEIRO, S. J. Resíduos De Estações De Tratamento De Água E A Iso 24512: Desafio Do Saneamento Básico. *Engenharia Sanitária E Ambiental*. v. 18, n.2, p.115-122, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220130002000033>

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Plano Nacional De Saneamento Básico: O Que Falta Para Avançar?. 2012. Metrópolis. Acesso em 28 de agosto de 2020. Disponível em: <https://Www.Ana.Gov.Br/Noticias-Antigas/Plano-Nacional-De-Saneamento-Ba-Sico-O-Que-Falta.2019-03-15.466558100>

ANDRADE, C. F., SILVA, C. M., OLIVEIRA, F. C. Gestão Ambiental Em Saneamento: Uma Revisão Das Alternativas Para Tratamento E Disposição Do Lodo De ETA e Seus Impactos Na Qualidade Das Águas. **V Congresso Brasileiro De Gestão Ambiental**, 24 a 27 de Novembro, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS *Nbr 10.004: Resíduos Sólidos- Classificação*. Rio De Janeiro, 16 pp, 2004.

BRASIL (2004a) *Agenda 21 Brasileira*. Ações Prioritárias. Comissão De Políticas De Desenvolvimento Sustentável E Da Agenda 21 Nacional. 2 Ed. Brasília: Ministério Do Meio Ambiente, 158 pp.

BRASIL (1988) *Constituição Da República Federativa Do Brasil: Promulgada Em 5 De Outubro De 1988*. 4 Ed. São Paulo: Saraiva, 1990.

BRASIL (1997) *Lei 9.433 De 08 De Janeiro De 1997. Política Nacional Dos Recursos Hídricos*. Brasília-Df.

BRASIL (1997) *Resolução Conama Nº 237 De 19 De Dezembro De 1997. Procedimentos E Critérios Utilizados No Licenciamento Ambiental Como Instrumento De Gestão Ambiental*. Ministério Do Meio Ambiente, Brasil.

BRASIL (1998) *Lei 9.605 De 12 De Fevereiro De 1998. Lei De Crimes Ambientais*. Brasília, 12 De Fevereiro De 1998.

BRASIL (2007) *Lei 11. 445 De 05 De Janeiro De 2007. Plano Nacional Do Saneamento Básico. Estabelece As Diretrizes Nacionais Para O Saneamento Básico*. Brasília, Df, 05 De Janeiro. 2007.

BRASIL (2010) *Lei 12.305 De 02 De Agosto De 2010. Política Nacional De Resíduos Sólidos*. Institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF, 05 de Agosto de 2010.

BRASIL (2005) *Resolução Nº 357, De 17 De Março De 2005*. Ministério Do Meio Ambiente. Conselho Nacional Do Meio Ambiente. Diário Oficial Da União, Brasília, Df, 17 De Mar. 2005.

BRASIL (2006) *Resolução Nº 375, De 29 De Agosto De 2006*. Ministério Do Meio Ambiente. Conselho Nacional Do Meio Ambiente.. Diário Oficial Da União, Brasília, Df, 29 De Ago. 2006.

BRASIL (2019) *Decreto Nº 9.784, De 7 De Maio De 2019. Declara A Revogação, Para Fins Do Disposto No Art. 16 Da Lei Complementar Nº 95, De 26 De Fevereiro De 1998, E No Art. 9º Do Decreto Nº 9.759, De 11 De Abril De 2019, De Decretos Normativos*.

BRASIL (2020) *Lei 14. 026 De 15 De Julho De 2020. Marco Legal Do Saneamento Básico*. Brasília, Df.

FERNANDES, L. M. R. Seleção Pública De Proposta Para Apoio A Projetos De Pesquisa Científica, Tecnológica E Inovação Nas Áreas De Saneamento Ambiental E De Habitação. Rio De Janeiro: Financiadora De Estudos E Projetos (Finep), 2009.

ODM (2020) *Os Objetivos De Desenvolvimento Do Milênio*. [Acesso Em 17 De Maio De 2020](http://Www.Odmbrasil.Gov.Br/Os-Objetivos-De-Desenvolvimento-Do-Milenio). Disponível em: <http://Www.Odmbrasil.Gov.Br/Os-Objetivos-De-Desenvolvimento-Do-Milenio>

OLIVEIRA, E. M. S., HOLANDA, J. N. F. Influência Da Adição De Resíduo (Lodo) De Estação De Tratamento De Água Nas Propriedades E Microestrutura De Cerâmica Vermelha. *Cerâmica, São Paulo*, v. 54, n. 330, p.167-173, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0366-69132008000200006>

ONU (1992) *Agenda 21 Global. Unced - Conferência Das Nações Unidas Sobre O Meio Ambiente E Desenvolvimento (1992), Agenda 21 (Global) (2020)* Ministério Do Meio Ambiente. Acesso em 17 de Maio de 2020. Disponível em: <http://Www.Mma.Gov.Br/Port/Se/Agenda21/Ag21global>

ONU (2015). Conheça Os Novos 17 Objetivos De Desenvolvimento Sustentável Da Onu. (2015). Acesso Em 17 De Maio De 2020. Disponível em: <https://Nacoesunidas.Org/Conheca-Os-Novos-17-Objetivos-De-Desenvolvimento-Sustentavel-Da-Onu/Amp>

ONU (2015). Cúpula Das Nações Unidas Sobre O Desenvolvimento Sustentável. (2015) Acesso Em 09 De Julho De 2020. Disponível <https://Nacoesunidas.Org/Pos2015/Cupula>

PERNAMBUCO. *Lei 12.008 De 01 De Junho De 2001. Política Estadual De Resíduos Sólidos*. Recife, Pe: Palácio Do Campo Das Princesas, 2001.

PERNAMBUCO. *Lei 14.236 De 13 De Dezembro De 2010. Política Estadual De Resíduos Sólidos*. Recife, Pe: Palácio Do Campo Das Princesas, 2010.

PERNAMBUCO. *Decreto 35.706 De 21 De Outubro De 2010*. Institui O Comitê Estadual De Resíduos Sólidos E Dá Outras Providências. Recife, Pe: Palácio Das Princesas, 2010.

PERNAMBUCO. *Decreto 38.483 De 01º De Agosto De 2012*. Torna Obrigatório A Observância Do Plano Estadual De Resíduos Sólidos. Recife, Pe: Palácio Das Princesas, 2012.

PIGA, T. R., MANSANO, S. R., MOSTAGI, N. C. A. *Agenda 21 E Seus Limites: Uma Conversa Necessária*. Iv Congresso Brasileiro De Estudos Organizacionais, 19 a 21 de Outubro de 2016, 2016.

MMA, Ministério Do Meio Ambiente. *Agenda 21*. Acesso em 17 de maio de 2020, 2020. Disponível em: <https://Www.Mma.Gov.Br/Responsabilidade-Socioambiental/Agenda-21>

REALI, M. A. P., PATRIZZI, L. J. Espessamento De Lodos De Etas. In: Reali, M. A. P. (Coordenador) (1999) *Noções Gerais De Tratamento E Disposição Final De Lodos De Estações De Tratamento De Água Projeto Prosab*, Rio De Janeiro: ABES, 240 pp.

ROMA, J. C. Os Objetivos De Desenvolvimento Do Milênio E Sua Transição Para Os Objetivos De Desenvolvimento Sustentável. *Cienc. Cult. São Paulo*, v. 71, n. 1, p. 33-39, 2019. <http://Dx.Doi.Org/10.21800/2317-66602019000100011>

SILVA, G.G., NAVAL, L.P., DI BERNARDO, L., DANTAS, A. D. B. Tratamento De Água De Reservatórios Por Dupla Filtração, Oxidação E Adsorção Em Carvão Ativado Granular. *Engenharia Sanitária E Ambiental, Rio De Janeiro*, v. 17, n.1, p. 71-80, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522012000100011>

SOBRINHO, M. A. M., TAVARES, R. G., ARRUDA, V. C. M., CORREA, M. M., PEREIRA, L. J. R. Geração, Tratamento E Disposição Final Dos Resíduos Das Estações De Tratamento De Água Do Estado De Pernambuco. *Engenharia Sanitária E Ambiental*, v.24, n. 4, p. 761-771, 2019. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019175810>

SOUZA,C. Políticas Públicas: Uma Revisão Da Literatura. *Sociologias*. Porto Alegre- Rs n. 16, p. 20-45, 2006. <https://doi.org/10.1590/s1517-45222006000200003>

TAVARES, R. G., SOBRINHO, M. A. M., PEREIRA, L. J. R., CORREA, M. M., ARRUDA, V. C. M., MELO, R. R. C. Avaliação Da Toxicidade Do Lodo De Estação De Tratamento De Água E Esgoto, Antes E Após Vermicompostagem, Usando Teste De Germinação Com Semente De Alfaca (Lactuca Sativa) *Revista Dae*, v. 67, n.128, p. 156-167, 2018. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.040>

TEIXEIRA, S. T., MELO, W. J., SILVA, E. T. Aplicação De Lodo Da Estação De Tratamento De Água Em Solo Degradado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília*. v. 40, n.1, p. 91-94, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2005000100013>

3.CAPÍTULO 3

AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DO LODO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA UTILIZANDO DIFERENTES SEMENTES COMO BIOINDICADORES

EVALUATION OF THE TOXICITY OF WATER TREATMENT PLANT SLUDGE USING DIFFERENT SEEDS AS BIOINDICATORS

RESUMO

O lodo quando disposto no meio ambiente sem tratamento possui elevado potencial e causar impactos ambientais negativos ao meio ambiente. O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito tóxico de alumínio presente no lodo da ETA na germinação e inibição do crescimento de espécies vegetais. As sementes de alface, tomate, pepino, repolho, rúcula e cebolinha foram expostas a diferentes concentrações do alumínio presente no lodo e foram avaliadas quanto aos parâmetros de germinação e inibição do crescimento. Para analisar estatisticamente os resultados experimentais obtidos em laboratório foi realizada a análise de variância (ANOVA) de fator único e o teste de Tukey. As sementes de alface possuem um comportamento de maior índice no crescimento das raízes. Todas as sementes quando expostas ao elutriado apresentaram total inibição de germinação. A maior CL50 foi da semente de alface com 77,82%. Já a semente com menor CL50 foi a cebolinha, com 2,95 %. A vantagem de ter-se utilizado a análise multivariada se dá pela identificação de comportamentos similares entre as espécies. Concluiu-se que o descarte de lodo de ETA no ambiente solo provoca inibição de germinação de sementes e crescimento radicular.

Palavras-Chave: Resíduo Sólido, Alumínio, Indicadores.

ABSTRACT

The sludge when disposed of in the environment without treatment has a high potential to cause negative environmental impacts to the environment. The objective of this work was to evaluate the toxic effect of aluminum present in the sludge of the WTP on the germination and growth inhibition of plant species. The seeds of lettuce, tomato, cucumber, cabbage, arugula, and spring onion were exposed to different concentrations of the aluminum present in the sludge and were evaluated for germination and growth inhibition parameters. To statistically analyze the experimental results obtained in the laboratory, a one-way ANOVA and Tukey's test were performed. Lettuce seeds have a higher rate of root growth behavior. All seeds when exposed to the elutriate showed total inhibition of germination. The highest CL50 was of the lettuce seed with 77.82%. The seed with the lowest LC50 was the chive seed, with 2.95%. The advantage of using multivariate analysis is the identification of similar behavior among species. It is concluded that the disposal of WTP sludge in the soil environment causes inhibition of seed germination and root growth.

Key Words: Solid Waste, Aluminum, Indicators.

Palabras clave: residuos sólidos, alumínio, indicadores.

3.1. INTRODUÇÃO

O procedimento padrão para o tratamento da água superficial consiste nos processos de correção de pH, coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção. A etapa de coagulação e floculação consistem na inserção do coagulante que formam espécies hidrolisadas com cargas positivas que permitem a formação dos flocos que podem ser removidos por sedimentação, flotação e filtração. Normalmente os coagulantes químicos mais usados são os sais de alumínio e de ferro. No Brasil, o coagulante mais utilizados em Estações de Tratamento de Água (ETA) é o sulfato de alumínio, em razão da alta eficiência na remoção de sólidos em suspensão e pelo baixo custo (LEMOS *et al.*, 2020).

Após a etapa de coagulação e floculação, a água é encaminhada para os decantadores, no qual o floco resultante do processo de coagulação e floculação é sedimentado formando o lodo, composto por substâncias sólidas, de natureza orgânicas e inorgânicas, provenientes da água bruta e do coagulante utilizado no tratamento.

O lodo gerado em estações de tratamento que utilizam o sulfato de alumínio como coagulante, quando separado no processo de sedimentação, apresenta altas concentrações de alumínio. São dispostos no meio ambiente e podem causar impactos para a biocenose, como: a diminuição da biodiversidade, a contaminação de espécies com os metais presentes no lodo, a redução da disponibilidade do fósforo, nutriente imprescindível ao cultivo vegetal. Além disso, a bioacumulação dos metais pode ocasionar respostas fisiológicas diferentes, desde a inibição do crescimento de certas espécies de sementes, peixes e outros organismos (MOTTA SOBRINHO *et al.*, 2019).

Alguns benefícios também são associados a aplicação de lodos de ETAs em solos agrícolas como a melhoria estrutural do solo, ajuste de pH, adição de traços de minerais, aumento da capacidade de retenção de água e melhoria das condições de aeração do solo. Desta forma, destinar o lodo no solo pode ajudar na recuperação de áreas degradadas. Todavia, o excesso de alumínio presente no lodo pode ocasionar contaminação no solo e provocar a toxicidade dos organismos (CUNHA *et al.*, 2019).

Altos níveis de metais, associados à facilidade de entrada e acumulação ao longo das cadeias tróficas em ambientes aquáticos e terrestres, comprometem a qualidade das águas superficiais, subterrâneas e solos, afetando a biota. Diante disso, devem ser considerados os

efeitos tóxicos de poluentes em organismos de diferentes níveis tróficos e em concentrações representativas para o meio (OLIVEIRA *et al.*, 2021).

A toxicidade do alumínio no solo está associada ao pH, pois em solos com pH inferior a 5,5 se apresenta na forma trocável, potencialmente tóxicos; e em solos com pH acima de 5,5, se encontra em formas precipitadas. A toxidez por alumínio é considerada um dos mais importantes limitantes para crescimento das plantas em solos ácidos, principalmente em regiões tropicais e subtropicais que são caracterizados por solos ácidos. Nas plantas o sintoma mais facilmente reconhecido é a inibição do crescimento da raiz. Os sintomas são perceptíveis principalmente quando há ocorrência de necrose nas folhas (GORDIN *et al.*, 2013).

O homem pode ingerir o alumínio de várias formas, seja por alimentação, consumo de antiácidos ou ingestão de água potável, por exemplo (OLIVEIRA *et al.*, 2014). Esse contato entre o ser humano e o alumínio mostra-se inevitável visto que este elemento químico se encontra em uma grande quantidade de produtos. Porém, há uma preocupação no que diz respeito ao alumínio contido na água, já que este apresenta maior capacidade de biodisponibilidade e possuem maior facilidade de absorção no trato gastrointestinal (ROSALINO, 2011).

A fim de observar os efeitos de um contaminante no ambiente, têm-se a utilização de bioindicadores como ferramenta para análise. Esses têm especificidade, pois várias espécies são vulneráveis a um tipo de poluente e mais resistente a outros (NISHIWAKI *et al.*, 2017). Para investigar a possibilidade de aplicação de qualquer poluente em solo, é fundamental a avaliação de sua toxicidade e, neste caso, os organismos-teste de toxicidade mais sensíveis são as plantas. Um grande número de espécies de vegetais pode ser utilizado em bioensaios (NASCENTES *et al.*, 2019).

Toxicidade é definida como resultados nocivos sobre organismos vivos, como seres humanos, animais e plantas, provocados por substâncias químicas e ou substâncias próprias do organismo. Os testes de toxicidade foram estabelecidos e normatizados por organizações internacionais como a Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), International Organization for Standardization (ISO), Comunidade Econômica Europeia (ECC), American Water Works Association (AWWA), Association Française de Normalisation (AFNOR), American Society for Testing and Materials (ASTM), United States Environmental Protection Agency (US EPA), European Food Safety Authority (EFSA) e, no Brasil, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (GOLDSTAIN, 1988).

Os testes de toxicidade podem ser classificados de acordo com o tempo de exposição, sendo aguda ou crônica. Os testes de toxicidade aguda avaliam a mortalidade e ou imobilidade em 50% dos organismos-teste, por um curto período de tempo, podendo ser estimados através da Concentração Mediana Efetiva (CE50) e Concentração Mediana Letal (CL50). Os testes crônicos são realizados para medir os efeitos de substâncias químicas em um período de tempo que pode abranger um ciclo de vida do organismo e permitem avaliar os possíveis efeitos tóxicos de substâncias químicas sob condições de exposição prolongadas e concentrações subletais, que permite a sobrevivência dos organismos. Esses testes são estimados a partir da Maior Concentração de Efeito Não-Observado (CENO) e da Menor Concentração de Efeito Observado (CEO). O Valor Crônico (VC) é obtido através da média geométrica entre CENO e CEO (COSTA *et al.*, 2008).

A toxicidade utilizando vegetais vem sendo aplicada na avaliação de efluentes industriais, compostos biossólidos, efluentes de biorreatores anaeróbicos e qualidade de águas, analisando-se o efeito desses sobre o crescimento radicular de diferentes espécies de plantas na etapa inicial do desenvolvimento vegetal: resíduos sólidos urbanos e lixiviados de aterros (GUEVARA *et al.*, 2019). A formação do sistema radicular e da parte aérea é resultante de processos fisiológicos e morfológicos gerados na germinação da semente

Quando hidratadas, as sementes produzem um estímulo do crescimento das células, permitindo o crescimento das raízes da planta. Contudo, quando exposta a uma substância tóxica há uma inibição do crescimento dessas raízes. O comportamento de inibição do crescimento das raízes constitui um indicador subletal sensível e evolução dos efeitos biológicos nos vegetais. Sendo assim, este comportamento pode ser analisado em laboratório (FRANCO *et al.*, 2017).

Os testes de toxicidade utilizando plantas como modelos demonstram eficiência no monitoramento da toxicidade de poluentes de água e do solo. As vantagens dos biotestes com plantas residem na grande variedade de parâmetros de avaliação como ganho de biomassa, germinação de sementes e o alongamento da raiz e crescimento vegetal (PEDUTO *et al.*, 2019).

Nos testes de germinação de sementes em extrato aquoso diluído ou não, quantifica-se o número de sementes germinadas e o comprimento das raízes e nos bioensaios consistem na análise do crescimento vegetal em vaso, onde se mede a biomassa seca das plantas (GAJALAKSHMI; ABBASI, 2007). Os bioensaios partem desse princípio, onde os parâmetros

de análise são: o crescimento da radícula e do hipocótilo, indicando a capacidade da plântula de se estabelecer e se desenvolver, o que influencia diretamente na germinação (ROCHA, 2017)

O teste com sementes possui suas limitações, dentre elas, têm-se a questão de não se saber identificar quais são os contaminantes que causam a toxicidade especificamente. Outra questão, é o fato de não existir um único método universalizando os testes de toxicidade com sementes para o composto analisado, originando conclusões diferenciadas (PEDUTO *et al.*, 2019).

3.2. Objetivo Geral

- Avaliar o efeito tóxico de alumínio presente no lodo da ETA na germinação e inibição do crescimento das raízes de diferentes espécies vegetais.

3.3. Material E Métodos

O teste de germinação utilizou-se da avaliação da fitotoxicidade através das sementes de *Solanum lycopersicum* (tomate), *Lactuca sativa* (alface), *Allium cepa* (cebolinha), *Brassica oleracea* (repolho), *Cucumis sativus* (pepino) e *Eruca sativa* (rúcula) colocadas num extrato aquoso submetidas a diferentes concentrações do alumínio e avaliadas quanto aos parâmetros de germinação e inibição do crescimento da raiz primária (radícula) em cada concentração.

3.4.5. Coleta do Lodo

O lodo utilizado na pesquisa foi proveniente da descarga de fundo do decantador da ETA Gurjaú. O mesmo lodo foi utilizado em todos os experimentos, sendo considerado único. Foi coletado no período do verão, mês de fevereiro de 2021, onde este ficou armazenado em laboratório.

A estação de tratamento de Gurjaú (figura 9), localizada no Município de Cabo de Santo Agostinho, é uma estação convencional, constituída de dois flocculadores, dois decantadores do tipo convencional e oito filtros, com duas câmaras cada. A ETA é suprida pelas barragens de Gurjaú e Sucupema, ambas por gravidade. A estação é responsável por aproximadamente 9% do volume distribuído na Região Metropolitana do Recife, com uma capacidade de produção de 1.100 L/s de água tratada (MOTTA SOBRINHO *et al.*, 2019). O coagulante usado na estação de tratamento é o sulfato de alumínio líquido. A destinação final dos resíduos gerados na ETA segue sem nenhum tipo de tratamento para o rio Gurjaú, no ponto a jusante a ETA (COMPESA, 2016).

Figura 9-Localização da Estação de Tratamento de Água- Sistema Gurjaú.



Fonte: Google Earth (2021)

3.4.6. Caracterização do Lodo e Preparo do elutriato

Neste o trabalho, o lodo coletado na descarga de fundo do decantador foi caracterizado quanto a concentração de alumínio (mg/L) (Digestão por Microondas / US EPA Method 3015; Espectrômetro de Emissão Óptica / US EPA Method 200.7) e o pH (pH em água), medido no extrato solubilizado de resíduos sólidos, onde, aproximadamente, 10 g de amostra foram adicionadas em um copo plástico de 100 mL devidamente numerado. Em seguida adicionou-se 25 mL de água destilada e a amostra foi agitada com bastão de vidro individual e deixada em repouso por uma hora. Antes da leitura a amostra foi agitada novamente com bastão de vidro em seguida os eletrodos foram colocados na suspensão homogeneizada e procedeu-se a leitura do pH (DONAGEMA *et al.*, 2011). A determinação da concentração de Al foi realizada no laboratório do Instituto de Tecnologia de Pernambuco – ITEP, através do método ICP, e o pH no laboratório de saneamento ambiental do DTR/UFRPE.

Para extração do elutriato o lodo de ETA foi seco e diluído em água destilada numa proporção de 1:4, em seguida agitado durante 24 horas em mesa agitadora, com posterior repouso a 4°C por 7 dias, conforme Tavares *et al.* (2018) adaptado da ABNT NBR 10006 (2004). Posteriormente, foram coletado o sobrenadante da solução, o elutriato (Figura 10), sendo esse novamente diluído com água destilada em seis concentrações de 10 %; 25 %; 50 %; 75 % e 100 %, conforme Tavares *et al.* (2018). O elutriato foi utilizado no ensaio de toxicidade

devido à ausência de partículas grossas do lodo que poderiam limitar o efeito da dosagem x resposta.

Figura 10- Lodo da ETA à esquerda e elutriato à direita



Fonte- Autor (2021).

3.4.7. Ensaios de fitotoxicidade com sementes

Os ensaios foram realizados com 5 tratamentos, a partir do elutriato, e com as soluções controle positivo (Cp), apenas com água destilada, e o controle negativo (Cn), solução sintética de sulfato de alumínio à 1 %, conforme descrito no quadro 01.

Quadro 01. Descrição dos tratamentos

Tratamentos

| | |
|----|---|
| T1 | Solução com 10% do elutriato |
| T2 | Solução com 25% do elutriato |
| T3 | Solução com 50% do elutriato |
| T4 | Solução com 75% do elutriato |
| T5 | Solução com 100% do elutriato |
| Cp | Testemunha - controle positivo com apenas com água destilada |
| Cn | Testemunha - controle negativo solução de sulfato de alumínio à 1 % |

O teste foi realizado de acordo com ecological effects teste guideline- seed germination/ root elongation teste, desenvolvido pela agência de proteção ambiental (BRASIL, 2005).

O ensaio foi realizado utilizando 10 sementes distribuídas uniformemente em placas de Petri de 9 cm, preenchidas com papel filtro qualitativo comum e com 5 mL de solução, volume previamente calculado e testado em laboratório para umidificar adequadamente o papel filtro. Os testes foram realizados em triplicata. As placas de Petri com as sementes foram colocadas em uma incubadora à $20 \pm 4^\circ\text{C}$ por um período de 120 horas, com a presença de luz (Figura 11), metodologia adaptada de BRASIL (2009) e apresentada no quadro 2. Foi realizado apenas um ensaio para cada semente, no período de abril e maio do ano de 2021.

Figura 11-Ensaio de germinação com sementes de alface



Fonte: Autor (2021).

Quadro 2. Instruções para realização dos testes de germinação de sementes

| Nome popular | Semente | | Número de semente/tempo de incubação (h) | Temperatura ($^\circ\text{C}$) | Substrato |
|--------------|--------------------------|--|--|----------------------------------|-----------------------------|
| | Nome científico | | | | |
| Alface | <i>Lactuca sativa</i> | | 10/120 | 20 | T1; T2; T3; T4; T5; Cp e Cn |
| Cebolinha | <i>Allium cepa</i> | | 10/120 | 20 | T1; T2; T3; T4; T5; Cp e Cn |
| Pepino | <i>Cucumis sativus</i> | | 10/120 | 20 | T1; T2; T3; T4; T5; Cp e Cn |
| Repolho | <i>Brassica oleracea</i> | | 10/120 | 20 | T1; T2; T3; T4; T5; Cp e Cn |
| Rúcula | <i>Eruca sativa</i> | | 10/120 | 20 | T1; T2; T3; T4; T5; Cp e Cn |

| | | | | |
|--------|-----------------------------|--------|----|--------------------------------|
| Tomate | <i>Solanum lycopersicum</i> | 10/120 | 20 | T1; T2; T3; T4; T5; Cp e Cn |
|--------|-----------------------------|--------|----|--------------------------------|

Legenda: (T1) tratamento com 10% do elutriato; (T2) Solução com 25% do elutriato; (T3) Solução com 50% do elutriato; (T4) Solução com 75% do elutriato; (T5) Solução com 100% do elutriato; (Cp) controle positivo; (Cn) controle negativo.

Após a incubação, as sementes foram analisadas de acordo com duas variáveis: quantidade de sementes germinadas e comprimento da raiz, possibilitando o cálculo do Índice de Germinação (IG). Para medir o comprimento das raízes foi utilizado um paquímetro. A porcentagem de germinação absoluta (%GA) foi obtida através da Equação 1, a porcentagem do crescimento relativo das radículas (%CRR) e o índice de germinação (IG) nas Equações 2 e 3, respectivamente, baseado nos estudos de Kohatsu *et al.* (2018).

$$GRS(\%) = \left(\frac{NSGA}{NSGC} \right) \times 100 \quad (1)$$

GRS-Germinação Relativa da semente;

NSGA- média aritmética do número de sementes que germinaram na amostra;

NSGC- média aritmética do número de sementes que germinaram no controle positivo;

$$CRR(\%) = \left(\frac{MCRA}{MCRC} \right) \times 100 \quad (2)$$

CRR- Crescimento Relativo da Radícula;

MCAR- Média aritmética do Comprimento da Raiz, radícula, na amostra;

MCRC- Média aritmética do Comprimento da Radícula, radícula, no controle positivo.

$$IG(\%) = \frac{GRS(\%) * CRR(\%)}{100} \quad (3)$$

Para analisar estatisticamente os resultados experimentais obtidos em laboratório foi realizado a análise de variância (ANOVA) de fator único e o teste de Tukey, realizado no software Past para a variável do crescimento radicular e do IG. Para obtenção do CL 50 foi realizada o teste de regressão linear.

Como análise complementar, foi utilizada a técnica multivariada, para avaliar, simultaneamente, todas as variáveis na interpretação do conjunto de dados obtidos. Como os dados foram expressos em unidades de medidas diferentes, realizou-se a padronização (média

zero e variância 1) para assegurar que todas as variáveis contribuíssem igualmente para o modelo independentemente de escala. A fim de identificar a similaridade do efeito da concentração do lodo e dos resultados de crescimento e germinação das sementes, separadamente, utilizou-se como ferramenta a análise de agrupamento (análise de cluster-distância euclidiana).

3.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1. Caracterização do Lodo e do Elutriato

O lodo e o elutriato foram caracterizados em termos da concentração de Alumínio e do pH. Essa caracterização encontra-se na tabela 1, inclusive dos controles positivos (Cp) e negativo (Cn).

Tabela 1- Caracterização das parcelas do tratamento.

| Tratamento | Diluição do elutriato | Concentração de alumínio (mg/L) | pH |
|------------------|-----------------------|---------------------------------|-----------------|
| Lodo | | | |
| Lodo | - | 2.098,00 | - |
| Elutriato | | | |
| T10 | 10% | 0,77 | 5,71 (+/- 0,15) |
| T25 | 25% | 1,93 | 5,15 (+/- 0,04) |
| T50 | 50% | 3,86 | 5,06 (+/- 0,08) |
| T75 | 75% | 5,79 | 4,7 (+/- 0,06) |
| T100 | 100% | 7,72 | 4,6 (+/- 0,04) |
| Controle | | | |
| Cp | - | 0,00 | - |
| Cn | - | 1.578,25 | - |

Fonte: Autor 2021

A partir dessa caracterização nota-se uma redução do pH do elutriato a medida que aumenta-se a concentração do alumínio, que é considerada um dos mais importantes problemas de toxicidade, pois sua presença no solo pode torna-los ácidos, causando danos as terras cultiváveis, pois o mesmo age direto sobre o metabolismo vegetal, podendo representar um fator que limita o crescimento e desenvolvimento das plantas, além de também reduzir a capacidade de absorção de água e nutrientes por parte das raízes das mesmas (ECHART; CAVALLI, 2001). Para Nicolodi *et al.* (2008) o pH do solo deve estar em uma faixa entre 5,8 e 6,2, considerada ótima, porque os nutrientes necessários para as culturas apresentam-se com maior disponibilidade. Solos com pH abaixo de 7,0 são considerados ácidos, porém só causam danos as culturas caso atinjam pH abaixo de 5,5.

3.5.2. Germinação

Os resultados de germinação mostraram que os 6 tipos de sementes utilizadas neste trabalho, quando expostas ao controle negativo, ou seja, a solução de sulfato de alumínio com concentração de 1% (1578,25 mg/L de Al), sofreram 100% de inibição de germinação. A concentração de alumínio no Cn foi inferior a concentração no lodo, isso implica afirmar que o uso direto do lodo no solo pode inviabilizar a germinação das sementes de alface, cebolinha, pepino, repolho, rúcula e tomate. No controle positivo, apenas com água destilada, todas as sementes germinaram. Todavia quando as sementes foram expostas a diferentes concentrações de elutriado, houveram comportamentos diferentes de maior ou menor inibição devido a sensibilidade das sementes, evidenciando a toxicidade do composto. A média da germinação relativa, do crescimento relativo da raiz e do índice de germinação de cada semente são apresentados no Tabela 02.

Tabela 2-Média da germinação relativa (GRS), crescimento relativo da raiz (CRR) e índice de germinação (GI) das sementes

| Semente | Tratamento | GRS (%) | CRR (%) | GI (%) |
|-----------|------------|---------|---------|--------|
| Alface | 10 | 93,33 | 87,10 | 81,29 |
| | 25 | 93,33 | 87,60 | 81,76 |
| | 50 | 83,33 | 41,53 | 34,61 |
| | 75 | 53,33 | 16,03 | 8,55 |
| | 100 | 53,33 | 10,48 | 5,59 |
| Cebolinha | 10 | 90,00 | 50,72 | 45,65 |
| | 25 | 100,00 | 43,92 | 43,92 |
| | 50 | 96,67 | 35,05 | 33,88 |
| | 75 | 96,67 | 19,18 | 18,54 |
| | 100 | 96,67 | 13,20 | 12,76 |
| Pepino | 10 | 93,33 | 102,42 | 95,59 |
| | 25 | 96,67 | 92,23 | 89,16 |
| | 50 | 96,67 | 71,25 | 68,88 |
| | 75 | 93,33 | 48,49 | 45,26 |
| | 100 | 100,00 | 35,42 | 35,42 |
| Repolho | 10 | 56,67 | 55,14 | 31,25 |

| | | | | | |
|---------------|-------------------------|------------|--------|-------|-------|
| | | 25 | 58,33 | 64,06 | 37,37 |
| | | 50 | 63,33 | 43,79 | 27,73 |
| | | 75 | 50,00 | 14,39 | 7,20 |
| | | 100 | 63,33 | 8,11 | 5,14 |
| | | 10 | 100,00 | 76,60 | 76,60 |
| Rúcula | Concentração (%) | 25 | 90,00 | 73,67 | 66,30 |
| | | 50 | 86,67 | 26,20 | 22,70 |
| | | 75 | 96,67 | 10,37 | 10,03 |
| | | 100 | 70,00 | 2,66 | 1,86 |
| | | 10 | 93,33 | 98,13 | 91,59 |
| Tomate | Concentração (%) | 25 | 93,33 | 67,21 | 62,73 |
| | | 50 | 90,00 | 33,71 | 30,34 |
| | | 75 | 86,67 | 25,47 | 22,07 |
| | | 100 | 86,67 | 0,00 | 0,00 |

Fonte: autor Legenda: *IG= índice de Germinação; CRR= Crescimento relativo da Raíz e GRS= Germinação relativa.

Segundo Lumbaque *et al.* (2016), a classificação que determina o grau de toxicidade presente na amostra pode ser feita através do Crescimento Relativo do Radícula (CRR). Belo (2011), expressa essa classificação quanto ao Índice Germinação (IG). O resumo desta classificação está apresentado na Tabela 3.

Tabela 3- Classificação a partir do Crescimento Relativo da Radícula (CRR) e Índice de Germinação (IG)

| Faixa do Crescimento Relativo da Radícula (CRR) | Efeito | Faixa do Índice de Germinação (IG). | Classificação |
|--|---------------------------------|--|---------------------------|
| 0 < CRR < 0,8 | Inibição no crescimento da raiz | < 30 | Muito fitotóxico |
| 0,8 ≤ CRR ≤ 1,2 | Nenhum efeito significativo | 30 –60 | Fitotóxico |
| CRR > 1,2 | Estímulo do crescimento da raiz | 60 –80 | Moderadamente fitotóxico |
| | | 80 –100 | Não fitotóxico |
| | | > 100 | Potencializa a germinação |

Fonte: Adaptação de Belo (2011) e Lumbaque *et al.* (2016)

Apenas a concentração de 10% elutriato não apresentou efeito tóxico, em termos de crescimento e germinação, na semente de tomate e as concentrações de 10 e 25% não afetaram as sementes de alface e pepino. As demais concentrações apresentaram algum tipo de efeito negativo em todas as sementes. Todavia, as sementes cebolinha, repolho e rúcula foram sensíveis a todas concentrações, como pode ser observado na Tabela 4, que baseia-se na classificação de Belo (2011) e Lumbaue *et al.* (2016).

Tabela 4- Resultado da classificação a partir do Crescimento Relativo da Radícula (CRR) e Índice de Germinação (IG)

| Semente | Tratamento | CRR (%) | GI (%) | Observação |
|-----------|------------|---------|--------|--|
| Alface | 10 | 87,10 | 81,29 | Não apresentou efeito fitotóxico |
| | 25 | 87,60 | 81,76 | Não apresentou efeito fitotóxico |
| | 50 | 41,53 | 34,61 | Apresentou efeito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| | 75 | 16,03 | 8,55 | Apresentou efeito muito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| | 100 | 10,48 | 5,59 | Apresentou efeito muito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| Cebolinha | 10 | 50,72 | 45,65 | Apresentou efeito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| | 25 | 43,92 | 43,92 | Apresentou efeito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| | 50 | 35,05 | 33,88 | Apresentou efeito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| | 75 | 19,18 | 18,54 | Apresentou efeito muito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| | 100 | 13,20 | 12,76 | Apresentou efeito muito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| Pepino | 10 | 102,42 | 95,59 | Não apresentou efeito fitotóxico |
| | 25 | 92,23 | 89,16 | Não apresentou efeito fitotóxico |
| | 50 | 71,25 | 68,88 | Apresentou efeito moderadamente fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| | 75 | 48,49 | 45,26 | Apresentou efeito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| | 100 | 5,42 | 35,42 | Apresentou efeito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| Repolho | 10 | 55,14 | 31,25 | Apresentou efeito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| | 25 | 64,06 | 37,37 | Apresentou efeito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| | 50 | 43,79 | 27,73 | Apresentou efeito muito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| | 75 | 14,39 | 7,20 | Apresentou efeito muito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |

| | | | | | |
|---------------|-------------------------|------------|-------|-------|--|
| Rúcula | Concentração (%) | 100 | 8,11 | 5,14 | Apresentou efeito muito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| | | 10 | 76,60 | 76,60 | Apresentou efeito moderadamente fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| | | 25 | 73,67 | 66,30 | Apresentou efeito moderadamente fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| | | 50 | 26,20 | 22,70 | Apresentou efeito muito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| | | 75 | 10,37 | 10,03 | Apresentou efeito muito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| | | 100 | 2,66 | 1,86 | Apresentou efeito muito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| Tomate | Concentração (%) | 10 | 98,13 | 91,59 | Não apresentou efeito fitotóxico |
| | | 25 | 67,21 | 62,73 | Apresentou efeito moderadamente fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| | | 50 | 33,71 | 30,34 | Apresentou efeito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| | | 75 | 25,47 | 22,07 | Apresentou efeito muito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |
| | | 100 | 0,00 | 0,00 | Apresentou efeito muito fitotóxico com inibição no crescimento da raiz |

Fonte: autor (2022)

A análise de variância mostrou efeito significativo da concentração do elutriato na porcentagem de germinação relativa (GRS), no crescimento relativo do comprimento de raiz (CRR) e no índice de germinação (IG) ao nível de 5% de probabilidade. Deste modo, foi possível comparar se existem diferenças estatísticas significativas entre as réplicas de cada tratamento e entre tratamentos, conforme Tabela 05, que destaca os resultados da significância estatística ao nível da germinação relativa das sementes de alface e tomate. Ao nível do crescimento relativo, as sementes de alface, cebolinha, pepino, repolho, rúcula e tomate apresentaram diferenças significativas. O índice de germinação do repolho não foi influenciado pelas diferentes concentrações do elutriato, as demais sementes apresentaram diferenças significativas.

Tabela 5-Parâmetros estatístico segundo Anova: fator único, com valor de F crítico de 3,49 e p de 5% de significância para o índice de germinação (IG), germinação relativa (GRS), do crescimento relativo da raiz (CRR) de diferentes sementes submetidas a diferente.

| Semente | Parâmetro | Parâmetro estatístico | Resultado analítico |
|---------|-----------|--|---|
| Alface | GRS | <ul style="list-style-type: none"> • Valor de F: 9,45 • Valor de F crítico: 3,49 • Valor de p: 0, 1985% | F > F crítico e p < 5%, existe diferença significativa entre os tratamentos |

| | | | |
|-----------|-----|---|---|
| | CRR | <ul style="list-style-type: none"> • Valor de F: 99,74 • Valor de F crítico: 3,49 • Valor de p: 5,14E-06 % | F>F crítico e p< 5%, existe diferença significativa entre os tratamentos |
| | IG | <ul style="list-style-type: none"> • Valor de F: 64,56 • Valor de F crítico: 3,49 • Valor de p: 4,18E-05 % | F>F crítico e p< 5%, existe diferença significativa entre os tratamentos |
| | GRS | <ul style="list-style-type: none"> • Valor de F: 0,68 • Valor de F crítico: 3,49 • Valor de p: 62 % | F<F crítico e p> 5%, não existe diferença significativa entre os tratamentos |
| Cebolinha | CRR | <ul style="list-style-type: none"> • Valor de F: 5,80 • Valor de F crítico: 3,49 • Valor de p: 1,11% | F>F crítico e p< 5%, existe diferença significativa entre os tratamentos |
| | IG | <ul style="list-style-type: none"> • Valor de F: 4,24 • Valor de F crítico: 3,49 • Valor de p: 2,9% | F>F crítico e p< 5%, existe diferença significativa entre os tratamentos |
| | GRS | <ul style="list-style-type: none"> • Valor de F: 0,5 • Valor de F crítico: 3,49 • Valor de p: 73,68% | F<F crítico e p > 5%, não existe diferença significativa entre os tratamentos |
| Pepino | CRR | <ul style="list-style-type: none"> • Valor de F: 8,99 • Valor de F crítico: 3,49 • Valor de p: 0,24% | F > F crítico e p < 5%, existe diferença significativa entre os tratamentos |
| | IG | <ul style="list-style-type: none"> • Valor de F: 4,55 • Valor de F crítico: 3,49 • Valor de p: 2,37% | F > F crítico e p < 5%, existe diferença significativa entre os tratamentos |
| | GRS | <ul style="list-style-type: none"> • Valor de F: 0,38 • Valor de F crítico: 4,07 • Valor de p: 77,1 % | F<F crítico e p > 5%, não existe diferença significativa entre os tratamentos |
| Repolho | CRR | <ul style="list-style-type: none"> • Valor de F: 5,65 • Valor de F crítico: 4,07 • Valor de p: 2,25% | F > F crítico e p < 5%, existe diferença significativa entre os tratamentos |
| | IG | <ul style="list-style-type: none"> • Valor de F: 1,93 • Valor de F crítico: 3,48 • Valor de p: 18,16% | F<F crítico e p > 5%, não existe diferença significativa entre os tratamentos |
| | GRS | <ul style="list-style-type: none"> • Valor de F: 1,41 • Valor de F crítico: 3,49 • Valor de p: 29,86% | F<F crítico e p > 5%, não existe diferença significativa entre os tratamentos |
| Rúcula | CRR | <ul style="list-style-type: none"> • Valor de F: 11,83 • Valor de F crítico: 3,49 • Valor de p: 0,083% | F > F crítico e p < 5%, existe diferença significativa entre os tratamentos |
| | IG | <ul style="list-style-type: none"> • Valor de F: 4,68 • Valor de F crítico: 3,49 • Valor de p: 2,1% | F > F crítico e p < 5%, existe diferença significativa entre os tratamentos |
| Tomate | GRS | <ul style="list-style-type: none"> • Valor de F: 6,67 • Valor de F crítico: 3,49 • Valor de p: 0,69% | F > F crítico e p < 5%, existe diferença significativa entre os tratamentos |

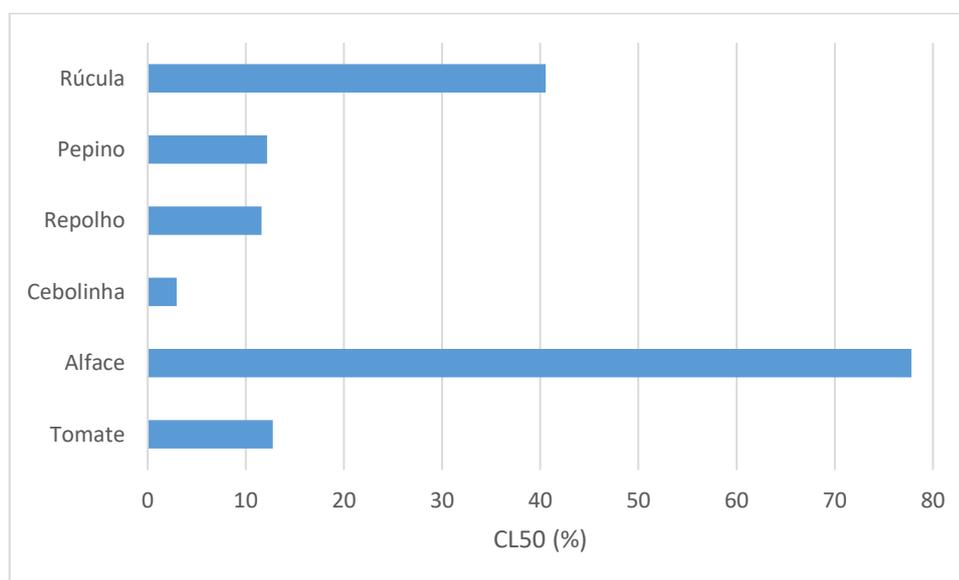
| | | |
|-----|--|---|
| CRR | <ul style="list-style-type: none"> • Valor de F: 56,16 • Valor de F crítico: 3,49 • Valor de p: 8,14 E-05 | F > F crítico e p < 5%, existe diferença significativa entre os tratamentos |
| IG | <ul style="list-style-type: none"> • Valor de F: 49,78 • Valor de F crítico: 3,49 • Valor de p: 1,44E-04 | F > F crítico e p < 5%, existe diferença significativa entre os tratamentos |

Fonte: autor (2022).

A partir do índice de crescimento relativo das plântulas (CRR) foi possível obter o CL50, ou seja, a concentração em termos de percentual de diluição no qual se observou 50% de inibição do crescimento das raízes.

Ao inserir os resultados dos índices calculados e suas respectivas concentrações, foi obtido uma equação que simula o comportamento do crescimento das raízes. Observou-se que o comportamento das sementes possui similaridade. A partir disso, obteve o CL50 e a porcentagem de 50% na equação que simula o comportamento para a concentração do elutriato que cause 50% de letalidade (Figura 12).

Figura 12-CL50 das sementes



Fonte- Autor (2022).

Da mesma maneira que foi realizado com as sementes de alface, obteve-se o CL50, ou seja, a concentração em termos de percentual de diluição no qual se observou 50% de inibição do crescimento das raízes das demais sementes. O resultado de maior concentração obtido para a inibição de 50% da população foi da semente de alface com 77,82% da concentração do

elutriato, demonstrando que esta é mais resistente ao resíduo. Já a semente com menor CL50 foi a cebolinha, com 2,95 % demonstrando sua maior sensibilidade, uma vez que possui crescimento de raízes e germinação muito menor que a semente de alface quando exposto ao mesmo resíduo.

As sementes de tomate, repolho e pepino, apresentaram CL50 com resultados aproximados, sendo 12,75%, 11,61% e 12,18% respectivamente, portanto, observa-se que possuem uma sensibilidade similar. Porém muito alta uma vez que demonstram a letalidade para concentrações baixas dos resíduos. A semente de rúcula apresentou a CL50 de 40,56%. O segundo maior resultado entre as sementes, porém ainda demonstra letalidade para concentrações baixas do resíduo.

A exposição de sementes ao Al aumenta a permeabilidade da membrana celular ocasionando maior efluxo dos solutos do interior das sementes, e conseqüentemente, peroxidação lipídica e degradação de proteínas, resultando em menor potencial fisiológico e bioquímico. Desta forma, têm-se a redução dos indicadores de germinação e crescimento das raízes das sementes. Este comportamento pôde ser observado neste trabalho, principalmente quando se eleva a concentração do efluente com Al em sua composição (SILVERIO *et al.*, 2021).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 430/ 2011, para efluentes lançados em corpos receptores de água doce Classe 3, e águas salinas e salobras, a concentração do Efluente no Corpo Receptor-CECR deve ser menor ou igual a concentração que não causa efeito agudo aos organismos aquáticos (BRASIL, 2005).

3.5.3. Tratamento estatístico multivariado

A partir da análise de cluster obteve-se o dendrograma de concentração, germinação e crescimento de sementes. Observa-se que grupos semelhantes foram formados, onde a disposição representada no gráfico (Figura 5) indica que indivíduos distanciados são menos dissimilares do que os amplamente distanciados, portanto quanto menor for a distância euclidiana entre tratamentos indica a maior semelhança entre os comportamentos no que diz respeito a concentração, germinação e crescimento das raízes (SILVERIO *et al.*, 2021).

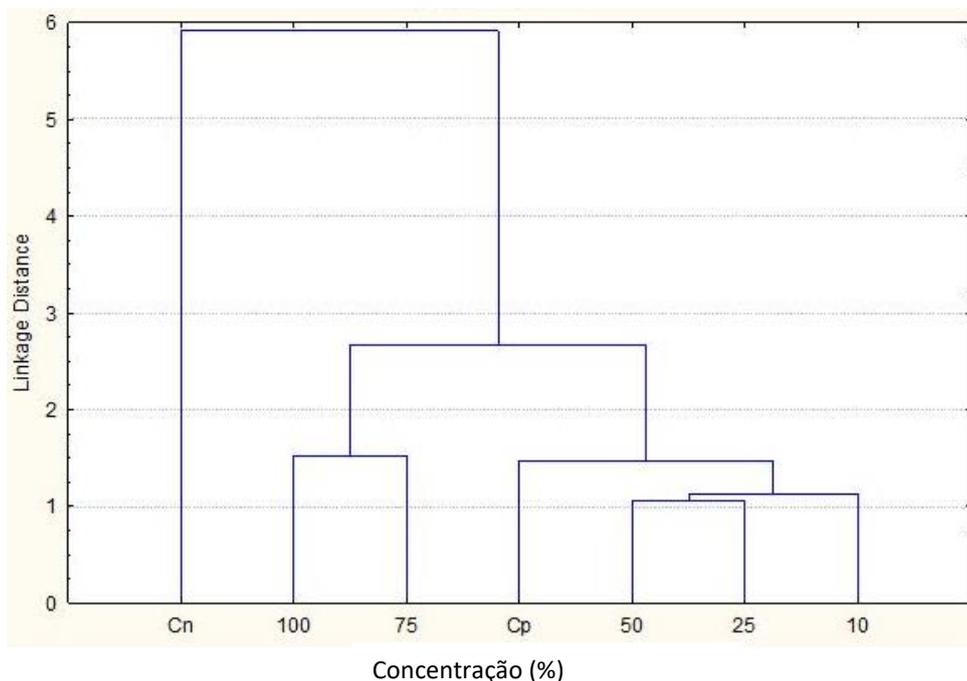
3.5.1. Tratamento estatístico multivariado de concentração

Os grupos formados por meio da análise de cluster das concentrações indicam quais apresentam comportamentos semelhantes (Figura 13). Observa-se que formaram três grandes

grupos, um com o Cn isolado, outro formado pelas concentrações de 75 e 100 % e outro com o Cp e as concentrações 10; 25 e 50 %. As concentrações 25 e 50 % estão mais próximas, portanto, mais similares, ou seja, apresentam efeitos semelhantes quanto a toxicidade evidenciada na germinação e crescimento da radícula das espécies analisadas. No entanto, estão formando um grupo maior com o Cp e a concentração de 10 %, indicando um resultado de inibição de crescimento similares entre si, ou seja, concentrações que apresentam menores inibições, uma vez que possuem as menores concentrações de alumínio. Dessa forma, formou-se um grupo com menor toxicidade.

As concentrações de 75 e 100 %, apresentaram maior inibição de crescimento que as outras concentrações, portanto, pertencem a outro grupo com maior toxicidade. Já a solução de Sulfato de Alumínio à 1%, utilizada como controle negativo - Cn, apresentou total inibição de germinação. Como não há outra concentração similar, possui um comportamento isolado e não forma um grupo com outras concentrações.

Figura 13-Dendrograma de concentração



Fonte- Autor (2021).

A Figura 5 da análise de Cluster evidencia quais são as concentrações que apresentaram comportamento similares. Estes resultados refletem os obtidos em laboratório, tanto em forma de índice de inibição de crescimento quanto de germinação. Além disso, pode-se observar as

similaridades nas diferenças obtidas nos p-valores no teste de comparação utilizado no método de análise estatística anterior a este.

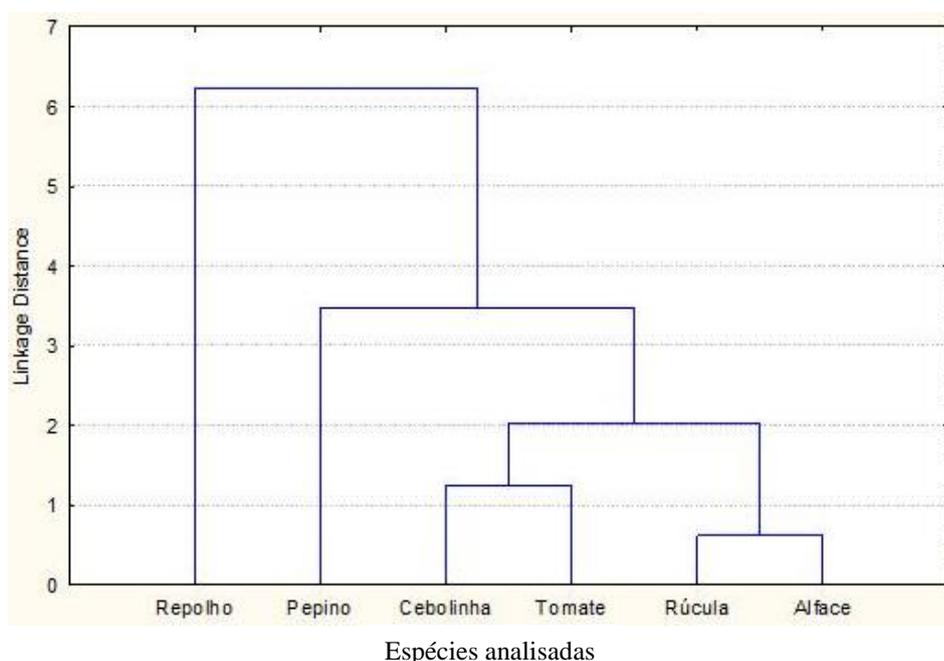
3.5.4. Tratamento estatístico multivariado para Germinação.

No que diz respeito a germinação, observa-se no dendrograma (Figura 14) que foi formado um grupo com as espécies cebolinha, tomate, rúcula e alface, ficando isolados o repolho e o pepino. As sementes de cebolinha e tomate possuem comportamento semelhantes, assim como a rúcula e a alface, que formam juntas um grande grupo (Figura 14), portanto, pertencem ao mesmo grupo com dificuldade de germinação, conforme observado no laboratório. Desta forma, percebe-se que as sementes destas espécies possuem sensibilidade na germinação quando expostas ao elutriato.

As sementes de pepino, a pesar de formar um grande grupo com as espécies citadas anteriormente, possuem um comportamento isolado por apresentarem menor sensibilidade, portanto, maior índice de germinação, ao contrário das sementes de repolho cuja espécie se comportou de forma isolada devido ao baixo índice de germinação, indicando maior sensibilidade quando expostas ao elutriato.

Todos os resultados apresentam coerência com os resultados obtidos em laboratório.

Figura 14-Diagrama de Germinação



Fonte: Autor (2022).

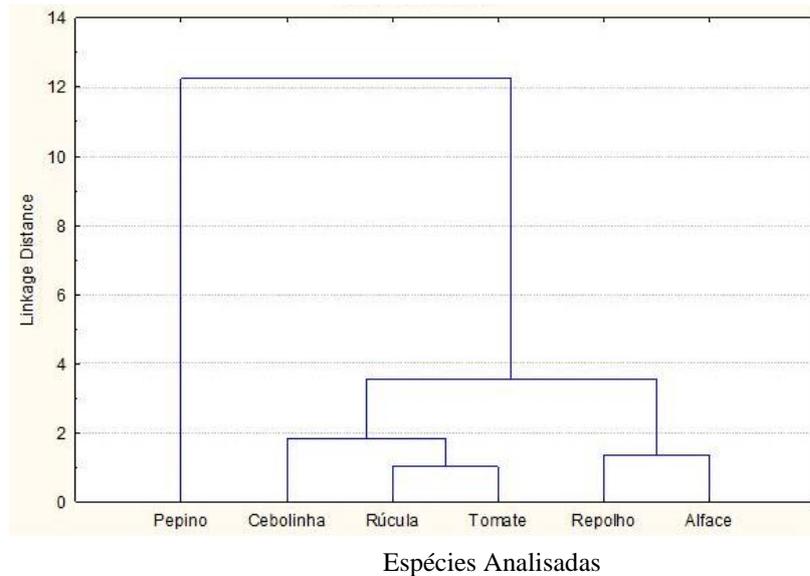
3.5.5. Tratamento estatístico multivariado para crescimento das raízes

Ao aplicar o método de cluster para diferenciação dos grupos para crescimento das raízes (Figura 15), foi observado que o pepino não formou grupo com as demais espécies, que juntas formaram um grande grupo. O pepino se diferenciou por apresentar maior crescimento, demonstrando maior resistência aos efeitos nocivos dos contaminantes presentes no elutriado do lodo. Dentre as outras espécies, a rúcula e o tomate apresentaram maior semelhança entre si no comportamento de crescimento, formando assim um grupo com menor crescimento, entretanto ambas formaram um grupo maior com a cebolinha, que se diferenciou delas por apresentar um crescimento de raiz ainda menor que na rúcula e no tomate, demonstrando possuir maior sensibilidade ao resíduo. Por apresentar comportamento similar com o grupo da rúcula e do tomate, a cebolinha formou um grupo maior com estas espécies.

O repolho e a alface também apresentaram maior semelhança entre si, formando assim outro grupo que possuem menor sensibilidade, pois com exceção do pepino que ficou isolado, o tomate apresentou o maior crescimento de raiz em quase todas as concentrações, seguido do repolho, por isto a similaridade destas espécies, no que se refere ao crescimento de raiz.

O resultado da análise do crescimento das raízes por meio da multivariada se mostrou coerente com os obtidos em laboratório. Desta forma, observa-se quais são as espécies que possuem maior verossimilhança entre si, no que diz respeito ao comportamento das referidas espécies às diferentes concentrações do alumínio, analisadas por meio dos índices de germinação e crescimento.

Figura 15-Dendrograma de crescimento.



Fonte- Autor (2021).

A vantagem de ter-se utilizado a análise multivariada se dá pela identificação de comportamentos similares entre as espécies, sendo assim, pode ser selecionado um número menor de espécies a serem utilizadas em outros testes, considerando a similaridade entre elas quanto a sensibilidade ao alumínio. Ainda, têm-se a vantagem de se identificar a semelhança no comportamento das diferentes concentrações. Desta forma, se evidencia a questão da inibição da germinação e do crescimento à medida que aumenta as concentrações, dando ênfase a toxicidade.

3.6.CONCLUSÕES

Ao realizar os ensaios com toxicidade, percebeu-se o comportamento de inibição da germinação e crescimento das raízes, à medida que se eleva a concentração elutriato. No caso da exposição ao sulfato de alumínio a 1%, todas as espécies responderam da mesma forma, com inibição total de germinação. Os índices de crescimento das raízes apresentaram diferentes resultados, evidenciando que cada semente possui uma sensibilidade própria quando exposta ao elutriato.

A partir disto, têm-se que para melhores resultados nas avaliações as sementes que possuem melhores resultados e são mais resistentes são as de tomate, alface, repolho e pepino. Já as mais sensíveis são tomate, rúcula e principalmente cebolinha, que apresentaram baixos índices de germinação de crescimento. Por meio da análise multivariada, também foi observado que

algumas espécies possuem maior sensibilidade que outras quando expostas ao alumínio, corroborando com os resultados dos índices de germinação e tratamento estatístico.

Conclui-se que o descarte de lodo de ETA no ambiente solo provoca inibição de germinação de sementes e crescimento radicular.

REFERÊNCIAS

BÁEZ, M.C.D.; GRANADOS, Y. P.; RONCO, A.. Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. **Ensayo de toxicidade aguda com el cladóceras Daphnia magna**. 1ed. México: IMTA, 2008.

BELO, S.R.S. Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem. 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal, 2011).

BRASIL, Resolução CONAMA N° 430, de 17 de março de 2015. Condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores, alterando parcialmente e complementando a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005.

BRASIL, Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. Regras para Análise de Sementes. BRASÍLIA: 2009. 395. https://www.abrates.org.br/files/regras_analise_de_sementes.pdf

CARVALHO, C. A.; FERNANDES, K. M.; MATTA, S. L. P.; SILVA, M. B.; OLIVEIRA, L. L.; FONSECA, C. C. Evaluation of antiulcerogenic activity of aqueous extract of *Brassica oleracea* var. capitata (cabbage) on Wistar rat gastrite ulceration. *Arquivos de Gastroenterologia*. v. 48, n. 4, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0004-28032011000400011>

COSTA, C. R.; OLIVI, P. BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Revista Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000700038>

COSTA DG DA, CAMPOS TMP DE, CESAR RG, CASTILHOS ZC, ROCHA Berc Da. Ecotoxicidade do 2,4 – D a oligoquetas em função do tipo de solo. *Revista Brasileira Herbicida*. 2015; 14: 248- 255. DOI: <https://doi.org/10.7824/rbh.v14i3.423>
COMPESA- Companhia Pernambucana De Saneamento. **Sistema Gurjaú**. Compesa, Recife/PE. 2016. Disponível em < <https://servicos.compesa.com.br/wp-content/uploads/2016/01/gurjau.pdf>> Acesso em 15 de Abril de 2021.

DONAGEMMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B. de.; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. Manual de métodos de análise de solos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230p.

- ECHART, C. L., & CAVALLI, S. S. Fitotoxicidade do alumínio: efeitos, mecanismo de tolerância e seu controle genético. *Ciência rural*. Santa Maria. v. 31, n. 3. 2001.
- FERNANDES, M. O.; BIANCHI, P. A.; SILVA, L. R. A.; VIANNA, L. S.; SANTOS, E. A.; MOULIN, M. M. Morpho-agronomic characterization and analysis of genetic divergence among accessions of tomatoes (*Solanum lycopersicum* L.). *Ciência Rural*. V. 48, n. 11, Santa Maria, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20180433>
- FRANCO, H. A.; MARTINS, G. M. O.; MUSSEL, Y. L.; MORENO, S. C.; THODE FILHO, S.; MARQUES, M. R. C. Ecotoxicidade de lixiviado de Aterro sanitário na Germinação de Sementes de Alface (*Lactuca sativa* L.) e Pepino (*Cucumis sativus* L.). **REA-Revista de estudos ambientais**. v. 19, n. 1, p. 36-43, 2017. DOI: <https://doi.org/10.7867/1983-1501.2017v19n1p36-43>
- GAJALAKSHMI, S., ABBASI, A., Solid Waste Management by Composting: State of the Art. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**. V.38, p. 311-400. 2008.
- GOLDSTEIN, E. G. Testes de toxicidade de efluentes industriais. **Revista Ambiente**, v.2, n. 2, p. 33-38, 1988.
- GORDIN, C. R. B.; MARQUES, R. F.; ROSA, R. J. M.; SANTOS, A. M.; SCALON, S. P. Q. Emergência de plântulas e crescimento inicial do pinhão manso exposto ao alumínio. **Revista Ciências Agrárias**. v. 34, n. 1, p. 147-156, 2013. DOI: <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2013v34n1p147>
- GUEVARA, M. D. F.; MELLO, A. G.; CORREA, E. K.; GUEDES, H. A. S.; CORREA, L. B.; NAZARI, M. T. Fitotoxicidade em águas residuárias domésticas utilizadas sementes como bioindicadores. **Revista DAE**. v. 67, n. 216, 2019. DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.014>
- KOHATSU, M.Y.; JESUS, T.A.; COELHO, L.H.G.; PEIXOTO, D.C.; POCCIA, G.T.; HUNTER, C. Fitotoxicidade de água superficial da Região Metropolitana de São Paulo utilizando bioensaio com *Sinapis alba*. *Acta Brasiliensis*, v.2, p. 58-62, 2018.
- LEMONS, K. S.; AGUIAR FILHO, S. Q.; CAVALLINI, G. S. Avaliação comparativa entre os coagulantes sulfato de alumínio ferroso e policloreto de alumínio para tratamento de água: estudo de viabilidade econômica. **Revista Desafios**, v. 7, n. 1, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.20873/uftv7-7824>
- LUMBAQUE, E.C.; GOMES, F.M.; CARVALHO, V.S.; FREITAS, A.M.; TIBURTIUS, E.R.L. Degradation and ecotoxicity of dye Reactive Black 5 after reductive-oxidative process. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, p. 6126-34, 2016.
- MOTTA SOBRINHO, M. A. M.; TAVARES, R. G.; ARRUDA, V. C. M.; CORREA, M. M.; PEREIRA, L. J. R. Geração, tratamento e disposição final dos resíduos das estações de tratamento de água do estado de Pernambuco. 2019. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 4, pag. 761-771, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019175810>
- NASCENTES, A. L.; PEREIRA, B. C.; PINHO, C. F.; SILVA, L. D. B.; ZONTA, E.; FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. C. Avaliação da toxicidade do lixiviado de aterro sanitário utilizando germinação de sementes de milho. **Revista de estudos ambientais (online)**. V. 21, n.2, p. 20-30, jul./dez. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.7867/1983-1501.2019v21n2p20-30>
- NAKADA, P. G.; OLIVEIRA, J. A.; MELO, L. C.; GOMES, L. A. A.; VON PINHO, E. V. R. Desempenho fisiológico e bioquímico de sementes de pepino nos Ds estádios de maturação.

Revista Brasileira de Sementes. v. 33, n. 1, p. 113-122, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0101-31222011000100013>

NICOLODI, M.; ANGHINONI, I.; GIANELLO, C. Indicadores da acidez do solo para recomendação de calagem no sistema plantio direto. *R. Bras. Ci. Solo*, 32:237-247, 2008

NISHIWAKI, A. A. M.; PINHEIRO, S. M. G.; GUSMÃO, L. O.; SILVA, E. C.; SANTOS, A. F. M. S.; EL-DEIR, S. G. Scarabaeidae Family (Coleoptera) as potential environmental quality bioindicator. **Revista Geama.** v. 3, n. 2, p. 68-77, 2017.

OLIVEIRA, J. L. S.; MEDEIROS, T. K. F.; LUSTOSA, E. A.; SILVA, E. Aplicação da Inteligência Artificial na Remoção de Metais Pesados de Efluentes. In: Almeida, I. M. S.; Guedes, F. L.; El-Deir, S. G.; Menezes, N. S. (Orgs). **Resíduos sólidos: gestão e tecnologia.** 1º ed. Recife: EDUFRPE, 2021, p. 155-166.

OLIVEIRA, L. R.; BARROS, M. A.; FRANCO JR, M. R. **Processo contínuo de adsorção de alumínio em coluna de carvão ativado.** 2014. 121f. Dissertação (Mestrado em Engenharias) Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014.

OLIVEIRA, P.; NASCENTE, A. S.; KLUTHCOUSKI, J.; PORTES, T. A. Crescimento e produtividade de milho em função da cultura antecessora. *Pesquisa Agropecuária Tropical.* Goiânia, v. 43, n. 3, p. 239-246, jul./set., 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1983-40632013000300005>

PEDUTO, T. A. G.; JESUS, T. A.; KOHATSU, M. Y. Sensibilidade de Ds sementes em ensaios de fitotoxicidade. **Revista Brasileira de Ciência e Tecnologia.** V. 4, n. 2, p. 201-212, 2019. DOI: <https://doi.org/10.18554/rbcti.v4i2.3698>

ROCHA, B.S. Fitotoxicidade do corante laranja reativo 64 como efluente têxtil tratado por oxidação avançada (US/H₂O₂). 50 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Rio Grande do Norte, 2017.

ROSALINO, M. R.R. **Potenciais Efeitos da Presença de Alumínio na Água de Consumo Humano.** 2011. 85f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente), Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2011.

SILVA MAB. GEAGESP. Seção de Economia. São Paulo-SP. Comunicação pessoal.2004.

SILVERIO, J. M.; SANTOS, C. C.; BERNARDES, R. S.; ESPÍNDOLA, G. M.; MEURER, H. L.; VIEIRA, M. C. Germinação de Sementes e Vigor de Plântulas de *Arctium lappa* L. submetidas à toxicidade do Alumínio. **Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas.** v. 15, n. 1, p. 154-167, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.18011/bioeng2021v15n1p154-167>

TAVARES, R. G.; MOTTA SOBRINHO, M. A. M.; PEREIRA, L. J. R.; CORREA, M. M.; ARRUDA, V. C. M.; MELO, R. R. C. Avaliação da Toxicidade do Lodo de Estação de Tratamento de água e esgoto, antes e após vermicompostagem, usando teste de germinação com semente de alface (*Lactuca sativa*). **Revista DAE,** v. 67, n. 128, 2018. DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.040>

TUR, C. M.; BORELLA, J.; PASTORINI, L. H. Alelopatia de extratos aquosos de *Duranta repens* sobre a germinação e o crescimento inicial da *Lactuca sativa* e *Lycopersium esculentum*. **Biotemas.** v. 23, n. 2, p. 13-22, 2010. DOI: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2010v23n2p13>

WAMSER, G. H.; COIMBRA, J. L. M.; GUIDOLIN, A. F.; LANNES, S. D.; DALAGNOL, G. L. Caracterização de genótipos de cebola com a utilização de marcadores moleculares RAPD. **Revista Ciências Agronômicas**. v. 45, n. 3, p. 573-580, jul-set, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1806-66902014000300019>

4. CAPÍTULO 4

Estudo Toxicológico do Lodo de ETA através do Teste Fuga com minhocas da espécie *Eisenia andrei*

Toxicological Study of Sewage Sludge through Leakage Test with *Eisenia andrei* earthworms

RESUMO

O solo sofre impactos diretos e indiretos causados pelas atividades humanas, sendo este um dos ambientes nos quais se destinam resíduos. O ensaio com minhocas é aplicado para detectar efeitos resultantes de concentrações subletais. O objetivo deste trabalho foi avaliar a toxicidade do Alumínio presente no lodo da Estação de tratamento de água, quando dispostos em solos. Para avaliação da toxicidade de solos contaminados com alumínio foi analisado o comportamento de Fuga de minhocas, quando expostas ao mesmo tempo a solo natural contaminados e não contaminados. As concentrações 50%, 75% e 100% demonstraram taxas de evitamento de 80% cada, indicando função de habitat limitado. Os resultados da análise estatística do Peso Inicial das minhocas indicaram que não houve diferença significativa. O lodo da ETA é um efluente considerado tóxico aos organismos vivos presentes no solo, promovendo a fuga de organismos do seu habitat natural causando desequilíbrio do meio.

Palavras chave: Resíduo; Toxicidade; Organismos terrestres.

ABSTRACT

Soil is directly and indirectly impacted by human activities, and soil is one of the environments into which waste is disposed. The earthworm test is applied to detect effects resulting from sublethal concentrations. The objective of this work was to evaluate the toxicity of aluminum present in water treatment plant sludge when disposed of in soils. To evaluate the toxicity of aluminum-contaminated soils, the escape behavior of earthworms was analyzed when exposed to contaminated and uncontaminated natural soil at the same time. Concentrations 50%, 75% and 100% demonstrated avoidance rates of 80% each, indicating limited habitat function. The results of statistical analysis of the Initial Weight of the earthworms indicated that there was no significant difference. The WTP sludge is an effluent considered toxic to living organisms present in the soil, promoting the escape of organisms from their natural habitat causing imbalance in the environment.

Keywords: Residue; Toxicity; Terrestrial Organisms.

4.1. INTRODUÇÃO

O solo sofre impactos diretos e indiretos causados das atividades humanas, sendo este um dos ambientes nos quais se destinam resíduos. O acúmulo de resíduos e efeitos adversos destes na saúde humana e no bem-estar e/ou no meio ambiente podem ser definidos como poluição (FATIMA *et al.*, 2021). Este ambiente é destino dos mais diversos resíduos, sendo eles agrotóxicos, resíduos de indústrias, lixiviado do aterro sanitário, resíduo de estação de tratamento de água e esgoto, dentre outros. A preservação deste componente dos ecossistemas é de fundamental importância para utilização dos recursos naturais e agrícolas, assim como para a biota (ICHIHARA; PAULINO, 2020).

A utilização em excesso e inadequada do solo como destinação de resíduos pode comprometer a biota, pois a exposição pode levar a ingestão ou contato com contaminantes, ocasionando efeitos adversos a esses organismos presentes no solo. Portanto, faz-se necessária a utilização de testes ecotoxicológicos para diagnosticar a circunstância e fornecer informações viáveis quanto ao tipo de risco de exposição desses compostos (AZEVEDO; CORONAS, 2018).

Para o caso do solo, faz-se necessário a obtenção de dados de matrizes ambientais contaminadas, por meio da análise em laboratório utilizando organismos-teste para avaliação do risco resultado da contaminação (SILVA, 2021). Um estresse potencial do solo pode ser

identificado pela habilidade dos organismos em detectar e evitar solos contaminados (HUNDRINKE; WIECHERING, 2001).

As minhocas representam entre 40 a 90% da biomassa de macrofauna do solo em ambientes tropicais e tem importância na formação estrutural do solo, decomposição de resíduos, ciclagem de nutrientes e elevada formação de húmus. Desta forma, por causa da sua grande atuação nos solos, estes organismos são conhecidos como bioindicadores de contaminantes do solo (ICHIHARA; PAULINO, 2020).

As minhocas *Eisenia andrei*, conhecida como Vermelha da Califórnia, são pequenas espécies, com tamanho que variam de 3 a 13 cm de comprimento e de 2 a 66 mm de diâmetro na idade adulta e habitam em ambientes terrestres, aquáticos e até marinhos e se caracterizam pelo corpo vermiforme, segmentado e com poucas cerdas. São os organismos terrestres mais conhecidos do mundo devido a sua importância na fertilidade do solo (SISINNO, *et al.*, 2019).

A minhoca *Eisenia Andrei* é classificada como oligotetas, pertencentes ao Filo Annelida, Sub-classe Oligochaeta. Esses organismos são espécies pequenas, hermafroditas e se reproduzem por anfimixia, partenogênese ou autofertilização produzindo casulos. A espécie é encontrada em qualquer lugar do mundo e possui ciclo de vida curto e grande tolerância às variações climáticas (SILVA, 2021).

Ensaio utilizando anelídeos em estudos ecotoxicológicos de ecossistemas terrestres tem demonstrado ser um método rápido para verificar a presença de substâncias químicas no solo, no qual o comportamento de fuga pode ser utilizado como um ótimo indicador. As espécies de minhocas *Eisenia andrei* e *Eisenia fétida* têm sido utilizadas como bioindicadoras ambientais em solos contaminados com resíduos orgânicos oriundos do meio urbano, da indústria, resíduos animais de ovinos, bovinos, suínos e resíduos vegetais como papel, celulose e poda de árvore (PANIAGO *et al.*, 2016).

Estas, através de seus deslocamentos e de ingestão de solo ou serapilheira contaminados, as minhocas entram em contato com poluentes que atingem ou são aplicados no solo e nele podem permanecer adsorvidos nas partículas minerais, na matéria orgânica e na solução do solo. As minhocas ingerem solo e, conseqüentemente, ingerem os contaminantes que estão ali, podendo se intoxicar, morrer, ou sobreviver e bioacumular esses poluentes em seus tecidos (ANDREA, 2010).

Os autores Eijsackers (2004) e Lowe & Butt (2007) destacaram que se deve usar minhocas de diferentes ecótipos para uma melhor avaliação das possibilidades ecotoxicológicas no solo. Entretanto, a escolha da *E. fetida* e *E. andrei* tem sido criticada por serem menos sensíveis que outras espécies, serem tipicamente epíguas e pelo seu habitat ser na serapilheira e em esterco, com pouca atuação direta na estrutura e características de solos minerais, não sendo as únicas espécies representativas do ambiente edáfico (CASTELLANOS & HERNANDEZ 2007; LOWE & BUTT 2007).

De acordo com a ISO 17512-1 (2011), o ensaio com minhocas é aplicado para detectar efeitos resultantes de concentrações subletais. Estes resultados são preferivelmente aplicados para obter informações sobre efeitos ambientais. Lowe & Butt (2007) afirmaram que os testes que medem os efeitos das concentrações subletais são mais significativos.

As minhocas da espécie *Eisenia andrei* e *Eisenia fétida*, ao serem submetidas as dosagens de reagentes químicos apresentaram reações como: variações na produção e peso de casulos; efeitos fisiológicos e deformações, reações comportamentais de espiralamento, mudanças na capacidade de escavação, agitação e rejeição ao solo contaminado (ANDRÉA, 2010).

Os ensaios com organismos terrestres, como o de letalidade em minhocas, indicam o risco potencial quando o contaminante é disposto no solo. Estudos apontam que as minhocas apresentam bioacumulação nos tecidos (PAPINI; ANDREA, 2001), bem como, alterações morfológicas como fragmentação e perda de segmentos (COSTA *et al.*, 2015). Lisbôa *et al* (2021), destacaram em seu trabalho, utilizando lodo de esgoto sanitário, que minhocas expostas a solos contaminados demonstram estresse e danos em sua parede lipídica e que as minhocas têm o potencial de serem sensíveis à contaminação do solo.

Para os testes de toxicidade do alumínio e os efeitos na comunidade biológica do solo, especificamente nas minhocas da espécie *E. andrei*, tem sido utilizado o teste proposto pela Comunidade Econômica Européia (EEC 1988) e Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD 1984).

Este teste foi realizado em outras pesquisas, como por exemplo, com água residual de suinocultura, onde não foi identificado impacto ambiental negativo sobre as minhocas (PANIAGO *et al.*, 2016); na caracterização ecotoxicológica de um resíduo proveniente da combustão de biomassa florestal para uso agrícola, onde também não apresentou toxicidade ao

solo (BAI FILHO *et al.*, 2015); e na identificação de agrotóxicos no solo, no qual também não houve toxicidade para as minhocas (AZEVEDO; CORONAS, 2018).

4.2. Objetivo Geral

- Avaliar a toxicidade do Alumínio presente no lodo da Estação de tratamento de água, quando dispostos em solos, utilizando diferentes concentrações, por meio do teste de *Fuga*.

4.3. Material e métodos

Para avaliação da toxicidade de solos contaminados (natural) com elutriato foi analisado o comportamento de fuga de minhocas (*Eisenia andrei*), quando expostas ao mesmo tempo a solos expostos e não expostos, de acordo com o estabelecimento na NBR ISO 17512-1 (2011).

Para avaliar a toxicidade do elutriato presente no lodo foi obtido o elutriato a partir do processo de decantação das partículas pesadas do lodo, retirando o volume sobrenadante. Com este líquido foram produzidas soluções com diferentes concentrações (100 %; 75%; 50%; 25% e 0%), que, conseqüentemente, apresentaram diferentes concentrações de alumínio.

4.3.1. Coleta das minhocas

Foram coletas 300 minhocas da espécie *Eisenia andrei* no Instituto Agronômico de Pernambuco (IPA), no mês de setembro/2021. Essas se desenvolviam no substrato esterco bovino (Figura 16).

Figura 16-Minhocas da espécie *Eisenia andrei*.



Fonte: Autor (2021).

4.3.2. Preparo do substrato

É definido como substrato o solo a ser utilizado no ensaio de toxicidade, o qual teve a umidade ajustada a aproximadamente 60% de capacidade máxima de retenção total da água. De acordo com a NBR ISO 17512-1 (2011), denomina-se de solo teste aquele onde será adicionada a substância-teste e o solo controle não será adicionada a substância-teste. O solo controle foi similar ao solo-teste, de mesma origem, descrita a seguir.

O substrato (solo controle e teste) utilizado nesta pesquisa foi o esterco bovino, obtido no Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA). A escolha ocorreu por fazer parte do ambiente onde as minhocas se desenvolviam, portanto, já estavam adaptadas ao meio. Para adicionar o volume indicado do elutriato nos ensaios foi necessário determinar a umidade inicial do substrato e a capacidade máxima de retenção de água, a fim de elevar a umidade inicial até 60% da capacidade de retenção de água, com o volume das concentrações do elutriato e substâncias controle. A determinação da umidade inicial do substrato e a capacidade máxima de retenção de água seguiu uma adaptação da metodologia estabelecida na NBR ISO 17512-1(2011) (Tabela 1).

Tabela 6-Capacidade de retenção de água.

| PSU (g) | PSS (g) | CRA (g/g) |
|---------|---------|-----------|
| 79,37 | 52,75 | 0,50 |
| 79,15 | 53,49 | 0,48 |
| 79,45 | 54,17 | 0,47 |

PSU- Peso do substrato úmido; PSS - Peso do substrato seco; CRA – Capacidade de retenção de água.

Fonte: Autor (2021).

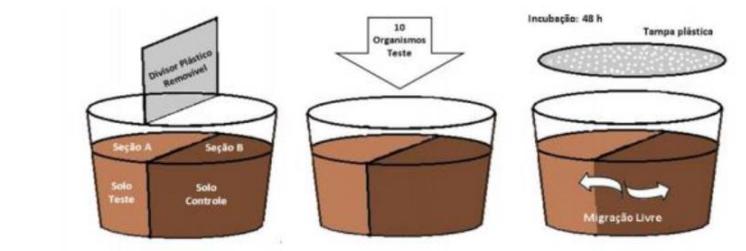
4.3.4. Procedimento experimental: ensaio de fuga

O princípio do teste fuga com minhocas baseia-se na migração de uma determinada quantidade de minhocas da solução teste para solução controle. O primeiro ponto observado foi atender o objetivo do teste de fuga, que é detectar efeitos subletais, o qual só é válido se não houver mortalidade no ensaio ou se o número de minhocas perdidas for menor ou igual 10% por tratamento ou por réplica, visto que esses efeitos permitem a sobrevivência, mas afetam uma ou mais funções biológicas, como inibição do crescimento, reprodução e alterações morfológicas (MAGALHÃES E FERRÃO-FILHO, 2008).

O ensaio de fuga seguiu os procedimentos adaptado pela NBR ISO 17512-1 (2011)- *Soil quality- Avoidance test for testing the quality of soils and effects of chemical on behavior*.

O experimento foi realizado com dez minhocas adultas (com clitelo desenvolvido e peso médio maior ou igual a 300 mg), previamente pesadas e aclimadas, que foram inseridas em cada recipiente-teste de 2 seções, expostas ao mesmo tempo ao solo controle e ao solo contaminado ou ao solo contendo as substâncias-teste. Para a montagem do experimento foram utilizados recipientes plásticos com capacidade de 500 mL, foi inserido um divisor transversalmente no meio do recipiente para colocar de um lado o solo controle (SC) não contaminado e o outro o solo teste (ST), contaminado (Figura 17). Após isso, o divisor foi retirado e 10 minhocas adultas foram inseridas no centro do recipiente.

Figura 17-Ensaio de Fuga com minhocas *Eisenia andrei*.



Fonte: Candello (2014)

Logo após a inserção dos organismos, os recipientes foram cobertos com papel filme perfurado manualmente, permitindo assim a entrada de oxigênio. Os recipientes foram distribuídos nas prateleiras, com os lados que continham o solo contaminado na mesma direção.

Os recipientes foram colocados na incubadora durante 48 horas à temperatura de 20 ± 2 °C, sob intensidade luminosa constante de 600 lux e fotoperíodo de 12 horas de luz e 12 horas no escuro. Após 48 horas, o divisor foi introduzido nos recipientes, separando o solo teste do solo controle, e feita a contagem do número de minhocas em cada um dos lados, assim como, foram pesadas novamente para avaliar o ganho de massa. Os procedimentos apresentados constituíram as variáveis Peso Inicial, Peso Final e Ganho de Massa.

4.3.4. Delineamento experimental

Os tratamentos foram compostos pelas cinco soluções (100 % - C100; 75% - C75; 50% - C50; 25% - C25 e 10% - C10 do elutriato) e dois tratamentos controles, negativo com solução de sulfato de alumínio à 2% (Controle negativo - CN) e positivo utilizando água destilada (Controle positivo - CP), todos os ensaios em triplicada (Tabela 7), foram realizados a fim de obter-se a média estatística para Fuga de minhocas em cada concentração. Foram montados ao todo 21 unidades experimentais contendo substrato e as concentrações do elutriato e substâncias controle, dispostas de forma inteiramente casualizada.

Tabela 7- Relação das doses de alumínio aplicadas no solo teste.

| Tratamento | Dose aplicada de elutriato (%) | Dose aplicada de Al (mg/L) |
|------------|--------------------------------|----------------------------|
| CP | 0 | 0 |
| CN | 0* | 1970 |
| C10 | 10 | 0,77 |
| C25 | 25 | 1,93 |
| C50 | 50 | 3,86 |
| C75 | 75 | 5,79 |
| C100 | 100 | 7,72 |

*Não foi utilizado elutriato. Fonte: Autor (2021).

4.3.5. Análise de dados

Os resultados foram avaliados conforme a porcentagem de minhocas encontradas em cada compartimento do recipiente e também a taxa de evitamento. A ISO recomenda a Equação 4 descrita abaixo para determinar a taxa de evitamento das minhocas às diferentes concentrações de contaminantes.

$$A = \left(\frac{C-T}{N} \right) \times 100 \quad (4)$$

A= fuga (avoidance), em porcentagem (%);

C= número de minhocas no solo controle;

T= número de minhocas na amostra;

N=número total de minhocas inoculadas (10 em cada recipiente).

A existência da fuga significativa nas concentrações foi avaliada mediante a utilização do Teste Exato de Fisher, comparando duas variáveis independentes, número de indivíduo esperado e observado.

Foi realizado o teste estatístico de Shapiro-Willk (distribuição normal) para avaliação de qual tipo de teste deveria ser utilizado para as variáveis Peso Inicial, Peso Final e Ganho de Massa. Para as variáveis que apresentaram distribuição normal aplicou-se a ANOVA (análise de variância), para aquelas que não apresentaram distribuição normais aplicou-se o Teste de Kruskal-Wallis, para identificar a significância do experimento.

Para as análises estatísticas foram utilizados os programas *Jamovi* (Version 2.2) e o software (Versão livre) *BioEstat 5.0* e *Excel*.

As análises estatísticas possibilitaram determinar se um valor representativo da concentração de alumínio testado causou o efeito de rejeição ao solo contaminado. A avaliação qualitativa deve trazer a informação da diferença estatística significativa entre o solo teste e solo controle, no qual o ambiente é “tóxico”, caso contrário, o resultado é “não tóxico”.

O teste de Fisher utilizado neste estudo, de acordo com Agresti (1992), baseia-se na comparação do comportamento observado (controle positivo, controle negativo e solo teste) com um comportamento esperado, que é a ausência de fuga, com uma distribuição igualitária dos organismos nas duas seções do recipiente (hipótese nula).

4.4. Resultados

4.4.1. Teste Fuga

Tabela 8-Teste Fuga.

| Tratamento | Nº de indivíduos | | Test Exato de Fisher (p) | Taxa de Evitamento (%) | Avaliação comportamental |
|------------|-------------------|-------------------|-----------------------------|---------------------------|--------------------------|
| | Lado com o tóxico | Lado sem o tóxico | | | |
| CP | 5 | 5 | 0,0325 | 0 | EFNO |
| C10 | 2 | 8 | 0,0007 | 60 | EFO |
| C25 | 2 | 8 | 0,0007 | 60 | EFO |
| C50 | 1 | 9 | 0,0001 | 80 | PDH |
| C75 | 1 | 9 | 0,0001 | 80 | PDH |

| | | | | | |
|-------------|---|----|--------|-----|-----|
| C100 | 1 | 9 | 0,0001 | 80 | PDH |
| CN | 0 | 10 | 0 | 100 | PDH |

Legenda: Legenda: CP: 0% de tóxico; C10: 10% de tóxico; C25: 25% de tóxico; C50: 50% de tóxico; C75: 75% de tóxico; C100: 100% de tóxico; CN: 1% de Al₂(SO₄)₃ - 1970,0 mg/L de Al; EFNO: Efeito de fuga Não Observado; EFO - Efeito de fuga Observado; PDH - Perda de habitat. Fonte: Autor (2021).

As concentrações testadas foram de efeito subletais, podendo comprometer a saúde da biota exposta por períodos de tempo mais longos, acumulando o Al e transferindo o contaminante para os organismos ao longo da cadeia trófica, conforme afirma Andréa (2010).

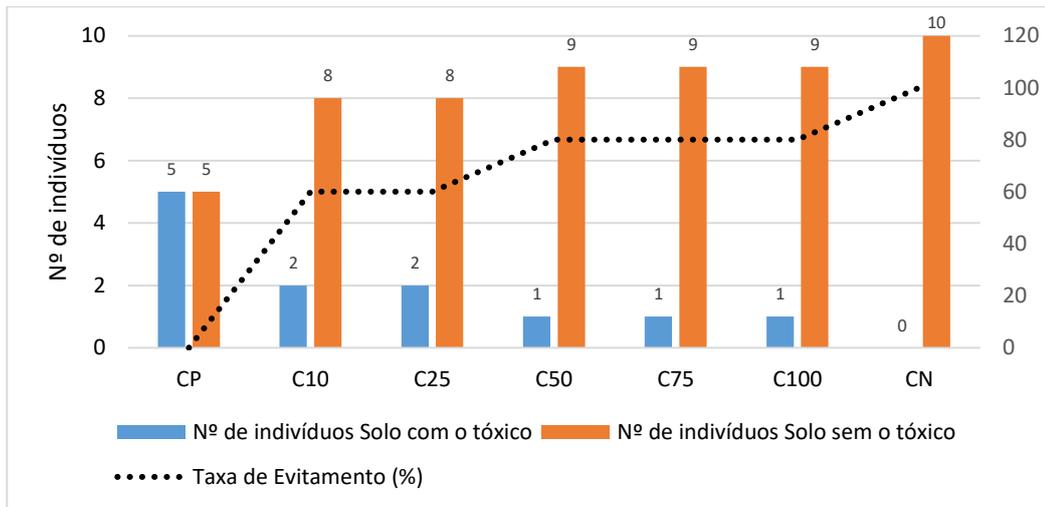
Cesár *et al.* (2008), constatou que o lodo oriundo do esgoto não foi capaz de provocar efeitos letais nos organismos. Porém, não descartou a possibilidade de estarem submetidos a situação de *stress* ambiental, considerando que tem em sua composição química maior complexidade de substâncias, podendo incluir vários tipos de metais pesados. Este comportamento também foi observado por Lisbôa *et al.* (2021), que utilizou esgoto como efluente, e neste havia em sua composição a presença do Alumínio.

Já com relação a taxa de evitamento (Tabela 8), no qual todos os tratamentos apresentaram $p < 0,05$, o que demonstra que há significância entre o solo controle e o solo teste, com as respectivas concentrações do tóxico.

Observou-se na Tabela 8, que os tratamentos que apresentaram maior taxa de Fuga (>80%) foram os com as maiores concentrações de alumínio, semelhante a Silva *et al.* (2022), que obtiveram PDH em concentrações próximas a 50% de lixiviado de aterro sanitário. De acordo com a Norma 17512-1(ISO, 2011), nessa condição a função habitat é limitada, o que sugere um possível impacto quando lançado no ambiente, tornando o solo incapaz de manter o desenvolvimento e manutenção da vida vegetal. Neste caso, o controle negativo, com 1970,0 mg/L, demonstrou o potencial tóxico do sulfato de alumínio, indicando perda da função habitat limitada, com 100% de evitamento. Em seguida as concentrações 3,86 mg/L (50%), 5,79 mg/L (75%) e 7,72 mg/L (100%) demonstraram taxas de evitamento de 80% cada, denotando a presença do alumínio e o potencial tóxico presente no elutriato.

A concentração que não apresentou taxa de evitamento foi o controle positivo, com 0% de elutriato, ou seja, isento de Al. As concentrações 10% e 25% apresentaram com 60% de evitamento, indicando que não há habitat limitado.

Figura 18-Teste Fuga.



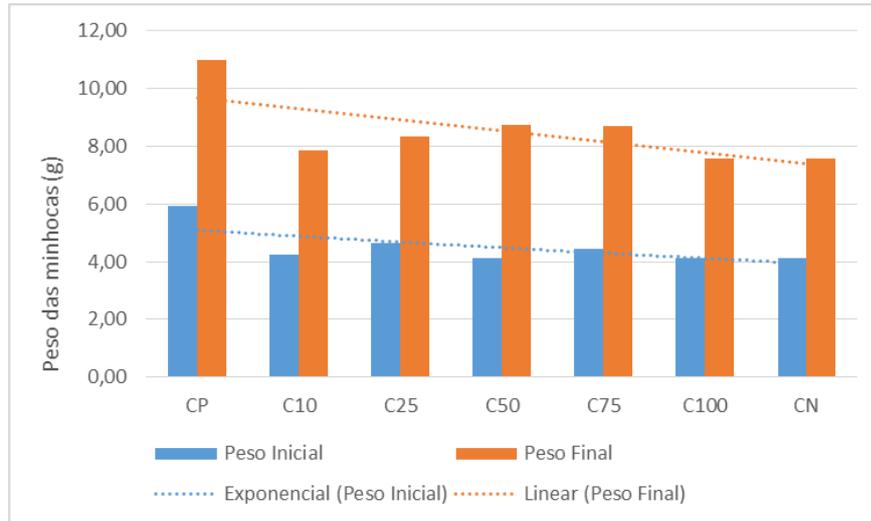
Fonte: Autor (2021).

A partir das concentrações já definidas do elutriato, foram testadas a presença e a fuga das minhocas nos recipientes. O valor máximo de 100% do elutriato corresponde a 7,7mg/L de alumínio. Todavia, apesar de não apresentar efeito letal, a adição de 50% do elutriato foi suficiente para ser observado um efeito significativo no evitamento dos organismos com relação ao solo contaminado. Ainda, observou-se que uma concentração de 3,84 mg/L apresentou efeito no comportamento da minhoca, com porcentagem de evitamento de 80%, o que indica perda na função habitat.

4.4.2. Ganho de massa

A respeito de ganho de massa, observou-se efeito positivo, pois houve ganho de massa das minhocas em todas as concentrações, desde o controle positivo (CP) ao controle negativo (CN), como pode ser notado na Figura 11. Entretanto, observa-se que à medida que se eleva a concentração do elutriato, de uma forma geral, o ganho de massa se reduz, refletindo o comportamento linear negativo (Figura 19).

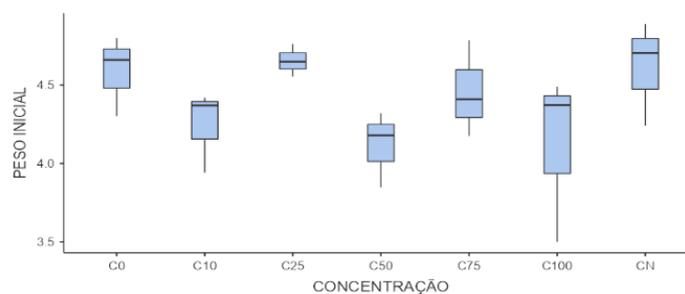
Figura 19-Comparação dos pesos iniciais e finais das minhocas.



Fonte: Autor (2021).

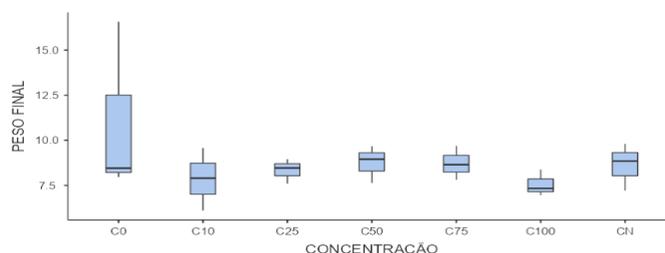
Os resultados da análise estatística do Peso Inicial das minhocas indicaram que não houve diferença significativa entre os recipientes, portanto, o experimento foi iniciado de forma que os pesos das 10 minhocas de cada tratamento foram similares estatisticamente (Figura 20). Entretanto, apesar de estarem em contato com diferentes concentrações de alumínio, as variáveis Peso Final e Ganho de Massa das minhocas não apresentaram diferença estatística significativa ao final do experimento, como pode ser observado nas Figuras 22 e 22.

Figura 20-Estatística peso inicial.



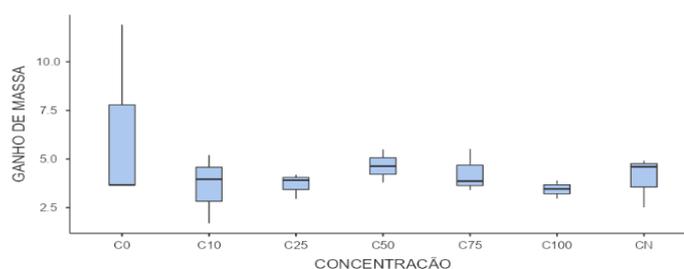
Fonte: Autor (2021).

Figura 21-Estatística peso Final.



Fonte: Autor (2021).

Figura 22- Estatística Ganho de massa.



Fonte: Autor (2021).

Apesar do tratamento com água destilada (C0 - controle positivo) ter alcançado o maior ganho de massa (Figura 22), não apresentou diferença significativa em relação aos tratamentos com as diferentes concentrações de alumínio, indicando que estas concentrações avaliadas não interferiram no desenvolvimento das minhocas, pelo menos nas 48 h em que estiverem em contato com as soluções.

Cesar *et al.* (2008), em seu trabalho sobre o potencial tóxico do lodo de esgoto com *Eisenia andrei*, observou que houve perda de massa das minhocas. Este mesmo comportamento foi observado por Silva (2021), em sua tese utilizando o lixiviado de aterro como contaminante, mesmo em diferentes condições. Já Da Silva *et al.* (2022), realizou o experimento com o lixiviado de aterro sanitário e também observou a perda de massa das minhocas. No caso da Autora, o solo –teste SAT não tinha nutrientes que fossem absorvidos pelos organismos durante a realização do ensaio. O que não ocorreu neste trabalho, onde não houve perda de biomassa. As possíveis causas podem estar associadas ao meio (substrato) no qual foi conduzido o experimento, que se tratou de esterco bovino, onde as minhocas já se desenvolviam, não sendo necessária adaptação, que resulta no estresse dos organismos. Como também, pode-se

considerar que o elutriato usado nos tratamentos apresentaram baixas concentrações de Al, concentração muito inferior a encontrada no lodo, portanto não impediu o ganho de massa das minhocas. Porém, Silva (2021) aponta que as variações de biomassa isoladamente não podem ser consideradas um ponto final robusto para avaliação dos efeitos de certos contaminantes.

4.5. CONCLUSÃO

Portanto, pode-se inferir que houve Fuga das minhocas quando expostas ao elutriato do lodo contendo Alumínio em sua composição, quando comparados ao substrato-teste sem adição de elutriato. Desta forma, considerando a análise de Fuga, conclui-se que o lodo nas concentrações de 3,86 mg/L (50%), 5,79 mg/L (75%) e 7,72 mg/L (100%) provoca toxicidade em contato com as minhocas. Porém, a análise estatística demonstrou que todas as concentrações eram consideradas tóxicas, com exceção do controle positivo (água destilada), confirmada pela diferenciação entre o solo teste e o solo controle, o que já se esperava já que estavam em ambiente favorável e sem adição de contaminante.

Observou-se ganho de massa em todas as concentrações do experimento, assim, conclui-se que estas concentrações não interferiram no desenvolvimento das minhocas.

Portanto, o lodo da ETA é um efluente considerado tóxico aos organismos vivos presentes no solo, que embora não comprometa o seu desenvolvimento natural, promove a fuga de organismos do seu habitat natural causando desequilíbrio do meio.

REFERÊNCIAS

- AGRESTI, A. A survey of exact inference for contingency tables. *Statistical Science*, v. 7, n. 1, p. 131–153, 1992.
- ANDREA, M. M. O uso de minhocas como bioindicadores de contaminação de solos. *Acta Zoológica Mexicana*. v. 26, n. 2, p. 95-107, 2010. ISSN 2448-8445
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 17512-1: INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION – ISO. Soil quality: Avoidance test for testing the quality of soils and effects of chemicals on behavior. Part 1: test with earthworms (*Eisenia fétida* and *Eisenia andrei*). Geneva, ISO, 2007.**
- AZEVEDO, A. R.; CORONAS, M. V. Uso de Testes de fuga com minhocas *Eisenia Andrei* E *Eisenia fétida* para identificação da toxicidade de agrotóxicos no Brasil: uma breve revisão da literatura. *Ciência e Natura*, Cachoeira do Sul, v.40, p. 18-26, 2018. DOI: <https://doi.org/10.5902/2179460X35495>

BAI FILHO *et al.* Caracterização ecotoxicológica de um resíduo proveniente da combustão de biomassa florestal para uso agrícola. **XXXV Congresso Brasileiro de Ciência do solo**. 06 a 07 de Agosto, 2016.

CASTELLANOS, L. R.; J. C. A. HERNANDEZ. Earthworm biomarkers of pesticide contamination: Current status and perspectives. **Journal of Pesticide Science**.v. 32; p.360-371, 2007. DOI:<https://doi.org/10.1584/jpestics.R07-14>

CESÁR *et al.* Avaliação do Potencial Tóxico de Latossolos e Chernossolos Acrescidos de Lodo de Esgoto Utilizando Bioensaios com Oligoquetas da Espécie *Eisenia andrei*. **Anuário do Instituto de Geociências**. v.31-2, p. 53-60, 2008. ISSN 0101-9759

COSTA *et al.* Ecotoxicidade do 2,4 – D a oligoquetas em função do tipo de solo. **Revista Brasileira Herbicida**. v. 14, p. 248-255, 2015. DOI: <https://doi.org/10.7824/rbh.v14i3.423>

DA SILVA, E.M.; DO NASCIMENTO, S. C.; GOMES, N. A.; NÓBREGA, B. M. A.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. Ecotoxicological responses of *Daphnia magna* and *Eisenia andrei* in landfill leachate. **Ecotoxicology**. v. 31, p. 1299-202, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10646-022-02587-7>

EIJSACHERS, H. 2004. Earthworms in environmental research. Pp. 321-342. In: C.A. Edwards (Ed.). *Earthworm ecology*. 2nd Ed. CRC Press, Boca Raton.

FATIMA *et al.* Poluição do solo: perspectiva bibliométrica avaliativa e relacional da produção científica especializada. **Revista Ibero americana de Ciências ambientais**. v. 12, n. 2, p. 1-10, 2020. DOI: <http://doi.org/10.6008/CC2179-6858.2021.002.0001>

HUND-RINKE, K; WIECHERING, H. Earthworm avoidance test for soil assessment. **Journal for Soils Sediments**, v. 1, p. 15-20, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02986464>

ICHIHARA, I. R. A., & PAULINO, M. G. EFEITO DO BIOPESTICIDA À BASE DE *Bacillus thuringiensis* EM MINHOCAS (*Eisenia andrei*): ENSAIO DE COMPORTAMENTO DE FUGA. **DESAFIOS - Revista Interdisciplinar Da Universidade Federal Do Tocantins**, ed. 7, p. 201-207, 2020. DOI: <https://doi.org/10.20873/uftsuple2020-8542>

LISBÔA, R. M. *et al.* Ecotoxicological responses of *Eisenia andrei* in field-contaminated soils by sanitary sewage. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v. 214, maio 2021. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112049>

LOWE, C. N.; K. R. BUTT. 2007. Earthworm culture, maintenance and species selection in chronic ecotoxicological studies: A critical review. **European Journal of Soil Biology**. v.43, p. 281-288, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.08.028>

MAGALHÃES, D.P.& FERRÃO FILHO, A. S. A Ecotoxicologia como ferramenta no Biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecologia**., v.13, n. 3, p. 355-381, 2008.

PANIAGO *et al.* Ecotoxicidade da água residual de suinocultura usando minhocas *Eisenia andrei* como bioindicador. **Revista de Ciências Agrárias**. v.3, n. 39, p.447-455, 2016. DOI: <https://doi.org/10.19084/RCA15067>

PAPINI S.; ANDREA M.M. Dissipação de Simazina em solo por ação de minhocas (*Eisenia foetida*). **Revista Brasileira Ciência & e Solo**. v. 25, p. 593-599, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832001000300008>

SILVA, B. L. *et al.* Pré-tratamento para redução dos parâmetros físico-químicos do lixiviado gerado em aterros sanitários. **Research, Society and Development**. v. 10, n. 9, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i9.18211>

SISINNO, *et al.* Importância e aplicações dos ensaios ecotoxicológicos com oligoquetas. In: NIVA, C. V. e BROWN, G. G., (Org). **Ecotoxicologia Terrestre Métodos e Aplicações dos Ensaio com oligoquetas**. Brasília, DF. Cap. 2, p. 45-70, 2019. ISSN 0101-9759

SODRÉ, F. F. Química de Solos: Uma introdução. **Automação: Quimiometria e Química Ambiental**. Brasília-DF. v.1, p.17-19, 2012.

5. CAPÍTULO 5

Avaliação da toxicidade do Lodo da Estação de Tratamento de Água utilizando *Daphnia similis*

Toxicity Assessment of Water Treatment Plant Sludge using *Daphnia similis*

Resumo

A utilização de organismos aquáticos em estudos ecotoxicológicos tem apresentado resultados na avaliação de possíveis efeitos tóxicos, em organismos vivos. O organismo do gênero *Daphnia* é utilizado para monitoramento da qualidade dos ecossistemas aquáticos. O objetivo deste trabalho foi avaliar a concentração e o efeito do alumínio no ecossistema aquático através do teste de toxicidade utilizando a espécie *Daphnia similis*. O uso de crustáceos em água doce é bastante utilizados em testes de toxicidade porque são amplamente distribuídos em água doce. O princípio do método consiste na exposição dos organismos a amostras brutas e à água de cultivo para realização do controle. O ensaio com a *Daphnia similis* foi baseado nas normas NBR 12713. Observa-se nos resultados que a maior taxa de letalidade se dá na maior concentração do elutriado, já a menor taxa se dá na menor concentração. Foi observado que a (CE-50) é 80,45%, em um intervalo de confiança de 79,95 a 80,94%. Já a letalidade da espécie à exposição do elutriado, não se observou letalidade de 100% dos organismos teste em nenhuma das concentrações utilizadas no ensaio definitivo. Desta forma, pode-se inferir que este pode ocasionar efeitos adversos dada a alta concentração de alumínio presente no lodo da estação de tratamento de água, especialmente em taxas maiores que 80%.

Palavras-chave: Alumínio; crustáceo; letalidade.

Abstracts

The use of aquatic organisms in ecotoxicological studies has shown results in the evaluation of possible toxic effects on living organisms. The organism of the genus *Daphnia* is used for monitoring the quality of aquatic ecosystems. The objective of this work was to evaluate the concentration and effect of aluminum in the aquatic ecosystem through toxicity testing using the species *Daphnia similis*. The use of crustaceans in freshwater is widely used in toxicity tests because they are widely distributed in freshwater. The principle of the method is to expose the organisms to crude samples and to culture water to perform the control. The test with *Daphnia similis* was based on the NBR 12713 standards. The results show that the highest lethality rate occurs at the highest concentration of the elutriate, while the lowest rate occurs at the lowest concentration. It was observed that the (CE-50) is 80.45%, in a confidence interval of 79.95 to 80.94%. As for the lethality of the species to the exposure of the elutriate, it was not observed lethality of 100% of the test organisms in any of the concentrations used in the definitive test. Thus, it can be inferred that this may cause adverse effects given the high concentration of aluminum present in the sludge from the water treatment plant, especially at rates higher than 80%.

Key-Words: Aluminum; crustacean; lethality.

5.1. INTRODUÇÃO

No tratamento de águas são utilizadas operações de coagulação e floculação e o resultado é uma quantidade proporcional de lodo residual de subproduto (Gregory e Duan 2001; Carty *et al.* 2002; Ashour e Tony 2017). Isso ocorre devido o processo de sedimentação. E para ser descartado precisa passar por etapas de tratamento final para reduzir suas quantidades (Zhao *et al.* 2018; Tony e Lin 2020a).

Tal lodo contém agentes patogênicos, contaminantes, organo-halogenados, e concentrados metais, por exemplo, alumínio e ferro (Sotero *et al.*, 2005). A presença de alumínio em concentrações elevadas ocorre como resultado da adição de sulfato de alumínio $[Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O]$ como agente floculante no processo de tratamento de água potável (Ahmad *et al.* 2016). Esse tipo de lodo pode induzir a toxicidade aos organismos aquáticos e aumentar a degradação desses ambientes (Tavares *et al.*, 2019).

A lama de alumínio é uma mistura bifásica de sólidos e água, e seu teor de água está geralmente no nível entre 99% (antes do espessamento) e 95% (após o espessamento) (Goldman e Watson 1975; Zhao e Bache 2001; Simpson *et al.* 2002; Zhao *et al.* 2018).

Para Oliveira *et al.* (2021), os metais pesados são contaminantes ambientais encontrados no ar, água e alimentos, onde a fonte de contaminação ocorre por meio da deposição introduzida

pelo homem, na qual incluem efluentes em áreas urbanas e descarga de efluentes industriais que contaminam amplamente os mananciais. Oliveira *et al.* (2021) apontam que altos níveis de toxicidade dos metais pesados, associados à facilidade de entrada e acumulação ao longo de cadeias tróficas em ambientes aquáticos e terrestres, compromete a qualidade das águas superficiais e subterrâneas, afetando a biota local.

No que diz respeito ao alumínio, este pode ser ingerido de várias formas, seja por alimentação, consumo de antiácidos ou ingestão de água potável, por exemplo (Oliveira, 2014). Esse contato entre o ser humano e o alumínio mostra-se inevitável visto que este elemento químico se encontra em uma grande quantidade de produtos. Porém, há uma preocupação no que diz respeito ao alumínio contido na água, já que este apresenta maior capacidade de biodisponibilidade e possuem maior facilidade de absorção no trato gastrointestinal (Rosalino, 2011). O alumínio é um material que tem como características condutividade elétrica, leveza e baixo ponto de fusão, o que auxilia em várias aplicabilidades (Feliciano, 2019).

Devido à complexidade e à variabilidade apresentada pelos compostos orgânicos e inorgânicos que podem estar presentes num efluente ou no corpo hídrico, recomenda-se que a caracterização dessas águas ou efluente seja complementada por testes biológicos, uma vez que as análises físico-químicas são limitadas em demonstrar efeitos bioquímicos de contaminantes em organismos vivos, sinérgicos ou interações entre organismos contaminados e biodisponibilidade de poluentes (Eom *et al.* 2020).

A fim de analisar as ameaças reais de água contaminada e os ecossistemas são realizados testes com organismos para avaliar a toxicidade dos contaminantes, que têm sido amplamente utilizados como alternativa e um valioso complemento para os testes físico-químicos (Eom *et al.* 2020).

A biomonitorização avalia os efeitos adversos do efluente coletado em organismos-padrão sob condições controladas, limitando as variáveis do experimento, tornando possível estabelecer relações de causa-efeito, e determinar se o efluente apresenta toxicidade (Crane *et al.* 2007).

Os bioensaios são ótimas ferramentas para testes de toxicidade biológica. Nesses testes, uma variedade de níveis tróficos de organismos incluindo invertebrados, peixes, crustáceos, algas e bactérias são expostos à água ou efluente contaminado e monitorados quanto as suas respostas fisiológicas (Eom *et al.* 2020).

A utilização de organismos aquáticos em estudos ecotoxicológicos tem apresentado resultados na avaliação de possíveis efeitos tóxicos dos agroquímicos, químicos farmacêuticos ou industriais, entre outros, em organismos vivos. No que diz respeito a análise de meio ambiente, o organismo do gênero *Daphnia* (água doce) é utilizado para monitoramento da qualidade dos ecossistemas aquáticos. Estes possuem elevada sensibilidade, sendo utilizado como organismo modelo para testes ecotoxicológicos (Prado *et al.*, 2021).

No que diz respeito ao grupo dos crustáceos, a *Daphnia similis* (Stratus, 1820) pertence à Classe *Crustacea* (Brunnich, 1772), Ordem *Cladocera* (Latreille, 1829), Família *Daphniidae* (Stratus, 1820) e Gênero *Daphnia* (O. F. Muller, 1785). É um organismo com ampla distribuição geográfica, que se adapta melhor em ambientes aquáticos. A sua diversidade reprodutiva é uma consequência das adaptações ambientais à radiação (Sumiya *et al.*, 2014).

Este organismo é indicado para análise da toxicidade aguda de efluentes líquidos, apresentando um papel importante na comunidade zooplantônica, pois compõem um elo entre os níveis tróficos inferiores e superiores da cadeia alimentar de um ecossistema (Azevedo; Chasin, 2003). Para Sumiya *et al.* (2014), uma das vantagens de utilizar este organismo como teste é o tamanho pequeno, ou ciclo de vida curto, é fácil de cultivar em laboratório, além de possuir baixa variabilidade genética. A espécie mais utilizada em provas de toxicidade têm seus resultados expressos em termos de taxa mortalidade de indivíduos (Sumiya *et al.*, 2014). Os ensaios com esta espécie permitem determinar a letalidade potencial de substâncias puras, águas residuárias domésticas e industriais, lixiviados, águas superficiais e subterrâneas, água potável entre outros.

A espécie *Daphnia similis* vem sendo bastante utilizada em trabalhos para avaliar a toxicidade das mais diversas substâncias e efluentes. Araújo *et al.* (2019), utilizaram as espécies *Daphnia magna* e *Daphnia similis* para avaliar a toxicidade do metal Pb, isoladamente e constatou que em ambas as espécies houve alterações, com base nos resultados nos testes de reprodução. Já Prado *et al.* (2021), utilizaram a *Daphnia similis* para avaliação ecotoxicológico do poluente farmacêutico cetaconazol presente em ambientes aquáticos. Neste trabalho o autor avaliou como fundamental as técnicas ecotoxicológicas e concluiu que houve toxicidade provando a ação do cetaconazol como agente indutor de stress oxidativo e modificador endócrino.

Hamada *et al.* (2011), também utilizaram a espécie do microcrustáceo para avaliação da toxicidade da estação de tratamento de esgoto da cidade de Suzano (São Paulo) e os resultados

apresentaram que para *D. similis* a toxicidade foi reduzida totalmente pelo tratamento, enquanto que ensaios com *V. fischeri* resultaram em toxicidade remanescente e, cuja eficiência média foi de 57,09%. Já Campos & Piveli (2016) utilizaram para avaliação da redução da toxicidade aguda do lixiviado do aterro sanitário em co-tratamento com esgoto doméstico pelo processo integrado de lodo ativado. Estes concluíram que a classificação nos efluentes foi de “Muito Tóxico” para Tóxico nas três fases de operação, com níveis de redução de toxicidade em torno de 70%.

Sotero-Santos (2005) estudou lodos de alumínio e cloreto férrico de duas estações de tratamento de água, investigando características físico-químicas e toxicidade para *Daphnia similis*. Esses autores mostraram que o lodo resultante do tratamento para potabilidade da água pode ser tóxico.

5.2. Objetivo Geral

- Avaliar a concentração e o efeito do alumínio no ecossistema aquático através do teste de toxicidade utilizando a espécie *Daphnia similis* como referência e estabelecer a dose letal do lodo para a espécie.

5.3. Material e métodos

5.3.1. Caracterização do Lodo

O lodo foi caracterizado por meio da concentração de Alumínio e pH. Este procedimento foi realizado pelo ITEP- Instituto de Tecnologia de Pernambuco, tanto na amostra líquida (elutriato) quanto da amostra sólida (lodo). Para realização dos ensaios de toxicidade foi realizada a decantação do lodo. A solução foi deixada em um recipiente para sedimentação e após 7 dias foi retirado o elutriato (Figura 23).

Figura 23-Amostras do elutriato.



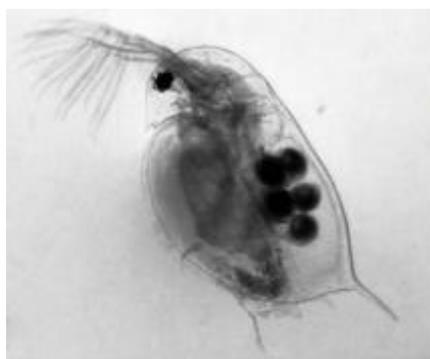
Fonte: Autor 2021.

Sabendo a relação entre o pH a presença do alumínio no lodo, foi analisado o pH do resíduo da ETA em diferentes concentrações a fim verificar se está de acordo com o padrão para lançamento estabelecido pela Resolução CONAMA n° 430/2011.

5.3.2. Ensaio com *Daphnia similis*

O uso de crustáceos de água doce da ordem *Claredocera* e do gênero *Daphnia* (Figura 24) são bastante utilizados em testes de toxicidade porque são amplamente distribuídos em água doce. O princípio do método consiste na exposição dos organismos a amostras brutas e à água de cultivo para realização do controle. O efeito observado é a mobilidade dos organismos-teste expostos às amostras líquidas e substâncias químicas solúveis em água.

Figura 24-Daphnia.



Fonte: NBR 12713 (ABNT, 2016).

O ensaio com a *Daphnia similis* foi baseado nas normas NBR 12713 (ABNT, 2016), Ecotoxicologia aquática- Toxicidade Aguda- Método de ensaio com *Daphnia spp* (*Cladocera, rustacea*) e NBR 15469 (ABNT, 2015), Ecotoxicologia- Coleta, preservação e preparo de amostras; Norma CETESB L.017 (ABR/86) - Análise Estatística de Resultados de Toxicidade Aguda. A amostra do elutriato foi transportada para o laboratório CQA-Centro de Qualidade Analítica, localizado na cidade de Campinas-SP para realização do teste de toxicidade aguda.

Segundo a NBR 12713 (ABNT, 2016), a qualidade da água deve ser comprovada por meio de ensaio de viabilidade, ou seja, exposição de 20 organismos- teste distribuídos em pelo menos duas réplicas. Torna-se aceitável para o uso se a porcentagem de imobilidade for inferior ou igual a 10 % em 48 horas de exposição.

O princípio do método consiste na exposição de neonatos do gênero *Daphnia* à amostra ou a várias diluições (25%, 12,5%, 6,25%, 3,12% e 1,56%) da amostra durante o período de 48 horas.

Os organismos neonatos entre 2 e 26 horas, obtidos a partir de fêmeas com idade entre 10 e 60 dias foram cultivados em meio com sais inorgânicos, em pH entre 7,0 e 7,2 e dureza entre 40-48 mg CaCO₃/L NBR 12713 (ABNT, 2016).

Desse modo, foi preparado teste com o mesmo número de réplicas das soluções-teste. Foram analisados o oxigênio dissolvido e o pH no mínimo na maior e menor concentrações das soluções-teste, no início e final do experimento. Em cada solução e controle foram expostos no mínimo 20 organismos, distribuídos em duas réplicas. Com auxílio de uma pipeta estes foram transferidos de forma aleatória para as soluções-teste, evitando a alteração da concentração final. As soluções foram cobertas e mantidas à 21°C durante 48 horas, com fotoperíodo de 12 a 16 horas de luz difusa, sem alimentação.

Após 48 horas, foram contabilizados os organismos móveis e imóveis e registrado a quantidade de organismos imóveis. Os resultados são expressos em CE₅₀ (real ou nominal), ou seja, a concentração no qual há a letalidade de 50% dos organismos. Estes são considerados válidos se, ao final do teste, a porcentagem dos organismos imóveis no controle for inferior ou igual a 10%.

Ao final do experimento, foram determinados os parâmetros físico-químicos pH, condutividade, dureza, oxigênio dissolvido e concentração de alumínio. Ainda, foi utilizado o teste estatístico de Regressão Linear para determinação da CE-50 durante o período de 48 horas.

5.3.4. Análise dos resultados

Ao final do experimento, foi determinada a concentração letal que apresenta 50% de toxicidade dos organismos CE50 e o laudo técnico emitido pelo laboratório com a declaração de conformidade, com valores de pH, condutividade elétrica, dureza, OD (oxigênio dissolvido) e alumínio.

Além disso, o valor de toxicidade foi transformado por meio da Equação 5, que expressa a Unidade de Toxicidade (UT).

$$UT = \left(\frac{100}{CE50} \right) \quad (5)$$

Em que:

UT- Unidade de Toxicidade;

CE50- Concentração Efetiva que reduz a variável resposta em 50%.

Tabela 9-Grau de Toxicidade em unidades tóxicas.

| UT | Grau de Toxicidade |
|-----------|-----------------------------|
| <0,4 | Sem toxicidade aguda |
| 0,4<UT<1 | Toxicidade aguda leve |
| 1< UT<10 | Toxicidade Aguda |
| 10<UT<100 | Toxicidade aguda alta |
| UT>100 | Toxicidade aguda muito alta |

Fonte: Paixão Filho (2017).

5.4. RESULTADOS

Os organismos foram cultivados sob controle no laboratório com os parâmetros descritos na tabela 10.

Tabela 10-Parâmetro de controle em laboratório

| Controle e Testes Realizados | Resultados Obtidos | Limites Aceitáveis ABNT NBR 12713 |
|--|---------------------------|--|
| Temperatura de água de diluição | 21 °C | 20±2°C |
| Imobilidade no Teste em Branco (água de diluição sem adição de amostra) | 0 | ≤10% |
| Teste de Sensibilidade (CE-50; 48h) ao K₂Cr₂O₇ para <i>Daphnia similis</i> | 1,09 | 0,656 a 2,104 mg/l |
| Unidade de Toxicidade | 1,24 | - |
| Teor de Oxigênio Dissolvido no final do Teste | 6,0 | ≥2mg/l |
| pH | 4,05 | |
| Condutividade | 481 | µS/cm |
| Dureza | 33mg/ CaCO ₃ | |
| OD | 8,5 mg/L | |
| Al | 2.098mg/L | |

Fonte: CQA-Centro de Qualidade Analítica, 2021.

Segundo a Resolução CONAMA n° 430/2011, os valores de pH para o lançamento de efluentes poluidores diretamente no corpo de água natural devem se situar entre 5 e 9, porém o pH resultante foi de 4,05, abaixo do recomendado. Este resultado, provavelmente, pode ser um dos fatores que ocasionam certa toxicidade nos organismos vivos, uma vez que a presença do sal sulfato no efluente acidifica à água.

Tavares *et al.* (2019), aponta que a toxicidade do Al está associada ao pH, pois em ambientes com pH inferior a 5,5 o Al se apresenta na forma trocável, potencialmente tóxicos; e com pH acima de 5,5, o Al se encontra em formas precipitadas. Ainda, aponta que o excesso de água no lodo com a presença do Al, acarreta a presença de ácidos graxos voláteis, reduzindo

o pH do meio e favorecendo a lixiviação do Al. Li *et al.* (2019) citam que além da produção dos ácidos graxos também ocorre a produção de gás hidrogênio e esse gás juntamente com os ácidos graxos resultam em uma queda no valor de pH e alcalinidade. Palmgrén *et al.* (2006) citou a variação do pH $\sim 7,0 \pm 0,5$ em ensaios envolvendo *Daphnia*.

Já em relação a condutividade elétrica que é a medida indireta do teor de sais na água, pois a condução de energia em meio líquido depende da quantidade de íons em solução. Com o valor de $481 \mu\text{S}/\text{cm}$, o resultado indica que é alto o teor de sais no elutriato, indicando efluente mineralizado. A condutividade elétrica encontrada por Morita *et al.* (2012) foi de $6,1 \mu\text{S cm}^{-1}$ para grânulos anaeróbios obtidos de um reator UASB de cervejaria. PM Shrestha *et al.* (2014) relataram condutividades elétricas em grânulos de quatorze reatores UASB de cervejaria, com valores entre $0,8$ e $36,7 \mu\text{S cm}^{-1}$, ambos lodo orgânicos, já o lodo de estação de tratamento de água tem característica inorgânica.

Quanto ao Oxigênio Dissolvido (OD), segundo Pasquini (2021), que é o oxigênio dissolvido é o elemento principal no metabolismo dos microorganismos aeróbios que habitam as águas naturais ou os reatores para o tratamento biológico de esgotos. Nas águas naturais o oxigênio é indispensável também para outros seres vivos, especialmente os peixes, onde a maioria das espécies não resiste a concentrações de oxigênio dissolvido na água inferiores a $4,0 \text{ mg/L}$.

O resultado obtido na análise do lodo apresentou o oxigênio dissolvido com uma concentração de $8,5 \text{ mg/L}$, esse valor pode estar relacionado ao carácter inorgânico do lodo. Neste caso, o ambiente não se torna tóxico devido à ausência do oxigênio dissolvido, uma vez que apresenta uma taxa -alta.

No que diz respeito a concentração do alumínio no efluente, em amostra sólida têm-se uma concentração de 2.092 mg/L . Já no Elutriato, observou-se uma concentração de $7,72 \text{ mg/L}$ (Tabela 11). A disposição do efluente no meio ambiente está previsto em legislação. A resolução CONAMA nº 430/2011, que estabelece padrão para lançamento de efluentes em corpos hídricos, prevê a disposição deste tipo de efluente para o lançamento em corpos hídricos (BRASIL, 2011).

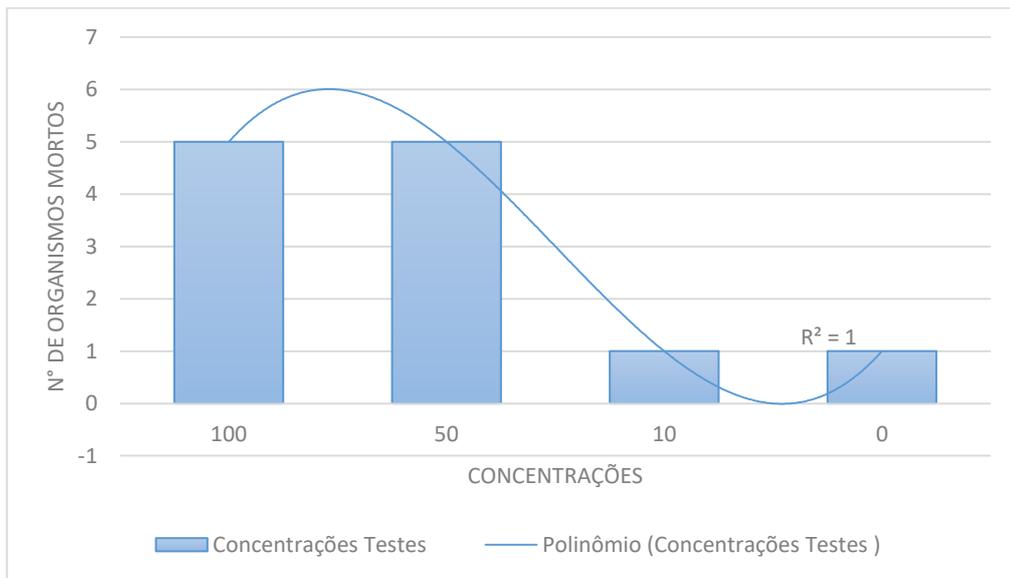
Tabela 11-Concentração do Alumínio nas Parcelas do Elutriato.

| Concentração X Diluição (Al) | |
|------------------------------|---------------------|
| 100% | $7,72 \text{ mg/L}$ |
| 75% | $5,79 \text{ mg/L}$ |

| | |
|-----|-----------|
| 50% | 3,86 mg/L |
| 25% | 1,93 mg/L |
| 10% | 0,77 mg/L |
| 0% | 0,00 mg/L |

Fonte: Autor 2021.

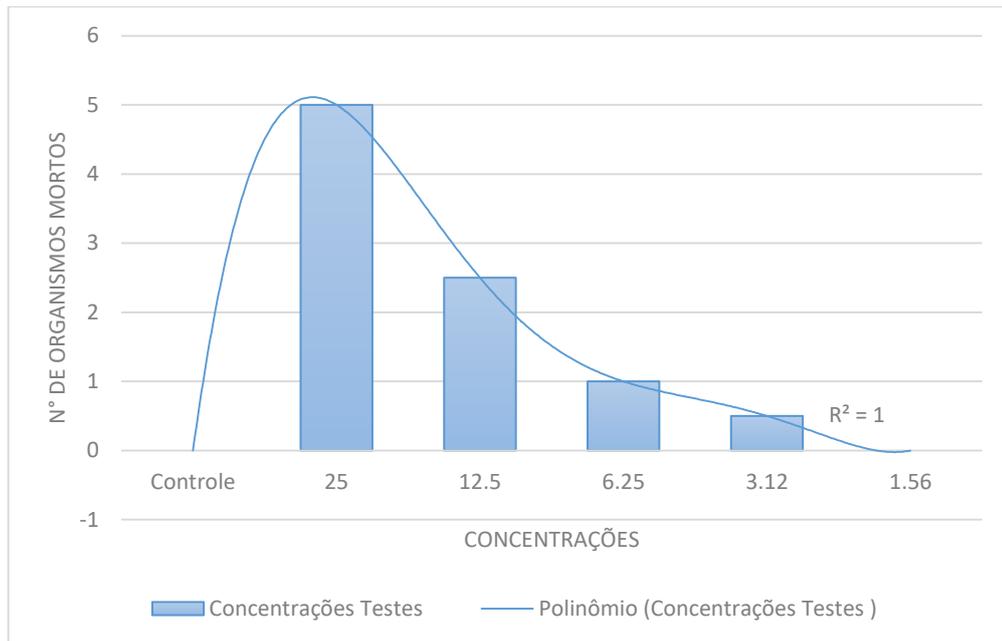
Figura 25-Ensaio Preliminar de N° dos organismos Daphnia similis mortos.



Fonte: Autor 2021.

O ensaio preliminar para determinação das concentrações do Ensaio definitivo (Figura 25), apresentou maior número de mortos em concentrações de 100% e 50% dos organismos inseridos no elutriato. Nas concentrações menores que 50% o número de organismos mortos entra em declínio, como apresentado na curva na Figura 17. A partir desse ponto de declínio, foi possível definir concentrações para o ensaio definitivo (Figura 26).

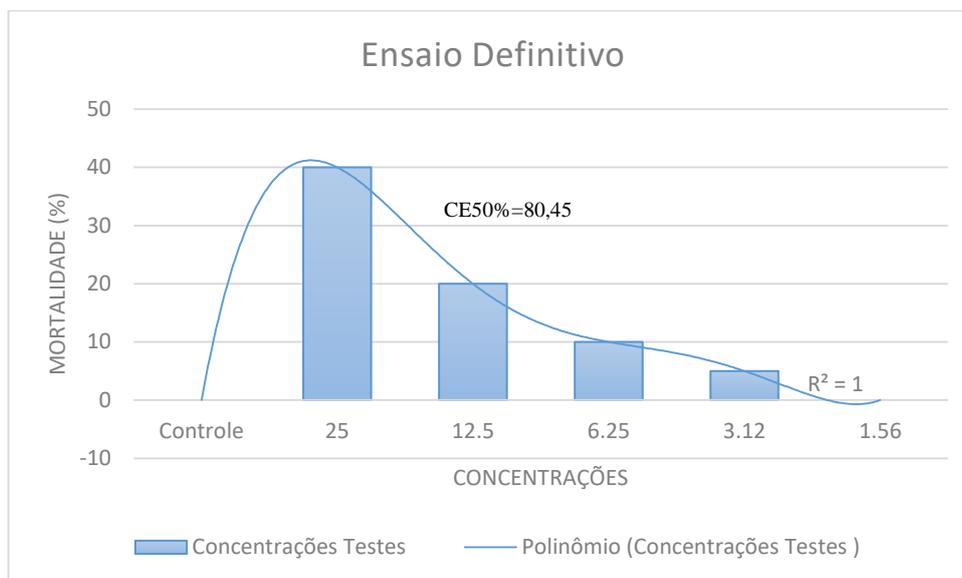
Figura 26-Ensaio Definitivo de N° dos organismos *Daphnia similis* mortos.



Fonte: Autor 2021.

O ensaio definitivo foi realizado utilizando as concentrações de 25%, 12,5%, 6,25%, 3,12% e 1,56%. A partir deste, definiu-se a curva da taxa da mortalidade da espécie *Daphnia similis* quando exposta ao elutriato e suas concentrações (Figura 27). Observa-se nos resultados que a maior taxa de mortalidade se dá na maior concentração do elutriato, já a menor taxa se dá na menor concentração. Portanto, ao passo que se eleva as concentrações do efluente têm uma maior taxa de mortalidade. A curva do Figura 27 apresenta este comportamento da taxa de mortalidade.

Figura 27-Ensaio Definitivo taxa de Mortalidade Daphnia similis.



Fonte: Autor 2021.

Foi observado que a porcentagem que causa efeito agudo a 50% dos organismos aquáticos (CE-50) é 80,45% (Figura 27), dentro de um intervalo de confiança de 79,95 a 80,94%. Já a mortalidade da espécie à exposição do elutriado, não se observou mortalidade de 100% dos organismos teste em nenhuma das concentrações utilizadas no ensaio definitivo. Desta forma pode-se afirmar que as concentrações que apresentaram toxicidade aguda para espécie *Daphnia similis* se situam no intervalo de 80,45% causando maior taxa de mortalidade até 100%, como observado no ensaio preliminar (Figura 25), indicando que os organismos foram sensíveis a presença do alumínio em altas concentrações do efluente.

No que diz respeito a UT, obteve-se o resultado de 1,24. De acordo com Paixão Filho (2017), este efluente é classificado com de toxicidade aguda. Portanto, corrobora com os valores e outros resultados indicando a toxicidade do efluente a organismos da fauna aquática.

Hamada (2011), em seus estudos sobre a toxicidade da estação de tratamento de esgoto, utilizou a *Daphnia similis* e a bactéria *Vibrio fischeri* como organismos-teste e obteve toxicidade presente antes do tratamento para a alga e depois do tratamento, apenas para bactéria. Após o tratamento, não apresentou resposta a toxicidade. O autor concluiu que a bactéria foi mais sensível quando comparada com a *D.similis*, sugerindo que a alga apresenta sensibilidade a taxas mais altas de toxicidade. Portanto, corroborando com Hamada (2011), pode-se afirmar que o lodo da ETA apresentou toxicidade aguda.

Meybeck e Helmer, (1992), citam que por mais que se conheçam tais situações, é muito difícil prever qual ou quais poluentes são responsáveis pela toxicidade apresentada à biota aquática, haja vista que a toxicidade de uma amostra nem sempre depende da presença de um único componente, mas sim da interação de diferentes tipos e condições favoráveis, que podem resultar em alterações ou sinergismos, reduzindo ou acentuando os efeitos tóxicos individuais.

Diante do exposto nos resultados, recomenda-se outras destinações para lodo devido a sua toxicidade. Em virtude dos impactos ambientais vários estudos vêm sendo conduzidos, procurando alternativas para destinação adequada deste lodo, visando minimizar o impacto ambiental.

Quatro estratégias podem ser aplicadas, sendo elas a recuperação e a reutilização do alumínio no setor de tratamento de águas residuais; utilização do lodo não tratado como solvente; aplicação no setor agrícola e utilização como aditivo para construção de materiais de construção (ROZHKOVSAYA *et al.*, 2020).

Ainda a aplicação de lodos de ETAs no campo apresenta alguns benefícios em solos agrícolas, tais como: melhoria estrutural, ajuste de pH, adição de traços de minerais, aumento da capacidade de retenção de água; e melhoria das condições de aeração do terreno (TAVARES *et al.*, 2019).

5.5. CONCLUSÃO

Ao analisar o lodo da ETA observou-se uma concentração letal CE50 alta, com intervalo de 79,95% à 80,94% na espécie *Daphnia similis*. Desta forma, pode-se inferir que este ocasiona efeitos adversos dada a alta concentração de alumínio presente na sua composição, especialmente em taxas maiores que 80%.

De acordo com os resultados pode-se verificar que para aplicação de lodos de ETAs, proveniente da Estação de Tratamento de Gurjaú, existe risco de ocorrência de efeitos adversos para fauna aquática, quando disposto em altas concentrações. O risco estaria relacionado à disposição do lodo em corpos hídricos, cujos efeitos se manifestariam a curto ou longo prazo para os organismos zooplantônicos e, conseqüentemente, para outros organismos da cadeia alimentar. Portanto, o descarte do lodo em corpos hídricos torna-se possível em taxas menores

que 80%, uma vez que os resultados indicaram baixas taxas de mortalidade no experimento com *Daphnia similis*.

REFERÊNCIAS

AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Sustainable management of water treatment sludge through 3'R' concept. **Journal of Cleaner Production**. v.124, p.1–13, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.073>

ARAUJO, G. S.; ABESSA, D. M. S.; SOARES, A. M. V.M.; LOUREIRO, S. Multi-generational exposure to Pb in two monophyletic *Daphnia* species: Individual, functional and population related endpoints. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v.173, p. 77-85, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.02.001>

ASHOUR, E.A., TONY, M.A. Eco-friendly removal of hexavalent chromium from aqueous solution using natural clay mineral: activation and modification effects. **SN Applied Sciences**. v. 2, n.12, p. 1-13, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42452-020-03873-x>

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12713**: Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com *Daphnia spp* (Crustacea, Claredocera). Rio de Janeiro, 2016.

AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. As bases toxicológicas da ecotoxicologia. São Paulo: Rima, São Paulo: InterTox, p. 340, 2003.

BRASIL, Resolução CONAMA N° 430, de 17 de março de 2015. Condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores, alterando parcialmente e complementando a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005.

CAMPOS, F.; PIVELI, R. P. Redução da toxicidade aguda de lixiviado de aterro sanitário com co-tratamento com esgoto doméstico pelo processo integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel. **Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science**. v. 11, n. 2, 2016. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1835>

CARTY, G.; O'LEARY, G.; CROWE, M. Manuais de tratamento de água: coagulação, floculação e clarificação. Agência de Proteção Ambiental, 85, 2002.

CRANE, M.; BURTON, G. A.; CULP, J. M.; GREENBERG, M. S.; MUNKITTRICK, K. R.; RIBEIRO, R.; SALAZAR, M. H.; ST-JEAN, S. D. Review of aquatic in situ approaches for stressor and effect diagnosis. **Integrated environmental assessment and management**, v. 3, n. 2, p. 234-245, 2007. DOI: https://doi.org/10.1897/ieam_2006-027.1

EOM, H. KANG, W. KIM, S. CHON, K. LEE, Y. OH, S. **Improved toxicity analysis of heavy metal-contaminated water via a novel fermentative bacteria-based test kit**. *Chemosphere*, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.1274122>

FELICIANO, A. P. M. **Avaliação do ciclo de vida de perfis de alumínio**. 2019. 66 f. Dissertação (Mestrado em Ciências ambientais) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2019.

HAMADA, N.; MESQUITA, L. C. A.; PEREIRA, I. W.; NAKANO, E.; BORRELY, S. I.; TALLARICO, L. F. Avaliação Ecotoxicológica da Estação de Tratamento de Esgoto Suzano (São Paulo) Utilizando *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri*. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.*, v. 6, n. 1, 2011, 31-35. DOI: <https://doi.org/10.5132/jbse.2011.01.005>

TAVARES, R. G.; SOBRINHO, M. A. M.; PEREIRA, L. J. R.; CORREA, M. M.; ARRUDA, V. C. M.; MELO, R. R. C.. **Avaliação da Toxicidade do Lodo de Estação de Tratamento de água e esgoto, antes e após vermicompostagem, usando teste de germinação com semente de alface (*Lactuca sativa*)**. *Revista DAE*, n. 128, v. 67, 2018. DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.040>

ROSALINO, M. R.R. **Potenciais Efeitos da Presença de Alumínio na Água de Consumo Humano**. 2011. 85f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente), Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2011.

ROZHKOVSKAYA, A.; RAJAPAKSE, J.; MILLAR, G. J. Synthesis of high-quality zeolite LTA from alum sludge generated in drinking water treatment plants. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. v. 9, Abril 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104751>

SOTERO-SANTOS, R. B.; ROCHA, O.; POVINELLI, J. Evaluation of Water treatment sludges toxicity using the *Daphnia* bioassay. **Water research**. v. 39, p. 3909-3917. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.06.030>

SIMPSON A, BURGESS P, COLEMAN SJ X. The management of drinking water treatment sludge: current situation in the UK. *Water Environment* **Water and Environment Journal**. v. 16, n.4, p.260–263, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2002.tb00413.x>

SUMIYA, E.; OGINO, Y.; MIYAKAWA, H.; HIRUTA, C.; TOYOTA, K.; MIYAGAWA, S.; IGUCHI, T. Roles of ecdysteroids for progression of reproductive cycle in the fresh water crustacean *Daphnia magna*. **Frontiers in Zoology**, v. 11, n. 60, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12983-014-0060-2>

SHRESTHA, P.M.; MALVANKAR, N.S.; WERNER, J.J.; FRANKS, A.E.; ELENA-ROTARU, A. SHRESTHA, M.; LIU, F.; NEVIN, K.P.; ANGENENT, L.T.; LOVLEY, D.R. Correlation between microbial community and bead conductivity in anaerobic bioreactors for brewery wastewater treatment. **Biorecurso. Tecnol.** v. 174, p. 306-310, 2014. DOI: DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.004>

OLIVEIRA, J. L. S.; MEDEIROS, T. K. F.; LUSTOSA, E. A.; SILVA, E. Aplicação da Inteligência Artificial na Remoção de Metais Pesados de Efluentes. In: ALMEIDA, I. M. S.; GUEDES, F. L.; EL-DEIR, S. G.; MENEZES, N. S.(Orgs). **Resíduos sólidos: gestão e tecnologia**. 1º ed. Recife: EDUFRPE, 2021, p. 155-166.

GREGORY, J.; DUAN, J. Hidrolisando sais metálicos como coagulantes. *Pure Appl Chem* v.73 n. 12, p. 2017–2026. 2001. DOI: <https://doi.org/10.1351/pac200173122017>

MORITA, M. MALVANKAR, N.S.; FRANKS, A.E.; SUMMERS, Z. M.; GULOTEUX, L.; ROTARU, A. E.; ROTARU, C.; LOVLEY, D. Potencial para transferência direta de elétrons interespecies em agregados de digestores de águas residuais metanogênicas. *ASM Journals*. v.2, n. 4, p. 5-7, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1128/mBio.00159-11>

OLIVEIRA, L. R.; BARROS, M. A.; FRANCO JR, M. R. **Processo contínuo de adsorção de alumínio em coluna de carvão ativado**. 2014. 121f. Dissertação (Mestrado em Engenharias) Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014.

Goldman, M.L.; Watson, F. **Feasibility of alum sludge recovery: Water Resources Research Center**. Instituto Técnico de Washington, 1975.

PAIXÃO FILHO, J.L. **Lixiviado de aterro sanitário: alternativas de tratamento para o cenário brasileiro**. 246p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Unicamp, Campinas, SP, 2017.

PALMGREN, J.J.; MÖNKKÖNEN, J.; KORJAMO, T. HASSINEN, A. AURIOLA, S. **Drug adsorption on plastic containers and drug retention on cells grown under in vitro conditions.** *EUR. J. Farmácia. Biofarm.* v. 64, n. 3, p. 69-78. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejpb.2006.06.005>

PRADO, C. C. A.; QUEIROZ, L. G.; SILVA, F. T. Comparative Biochemistry and Physiology, Parte C. **Compartive Biochemistry and Physiology.** Parte C p. 246, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2021.109080>

TONY, M.A.; LIN, L.S. Areia revestida de ferro de resíduos de drenagem ácida de mina por ser um oxidante catalítico para a remediação de águas residuais municipais. *International Journal of Environmental Research.* v. 15, p. 191-201, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s41742-020-00309-7>

ZHAO YQ, BACHE DH. Condicionamento de lodo de alumínio com polímero e gesso. *Colóides Surf, A* v. 194, n. 1–3, p. 213–220, 2001.

ZHAO W, XIE H, LI J, ZHANG L, ZHAO Y, Aplicação de lodo de alumínio em processos de tratamento de águas residuais: “ciência” das vias de reutilização e recuperação. *Processos* v. 9, n. 4, 2021.

ZHAO YQ. Comportamento de sedimentação de lodo de tratamento de água flocculado de polímero I: análises de curvas de sedimentação. *Set Purif Technol.* v. 35, n. 1, p. 71–80, 2004.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

No que diz respeito ao saneamento no Brasil, considera-se que este é uma prioridade e deve ser universalizado. Para isto, é necessário um maior esforço para ampliação dos serviços de saneamento. A fim de estabelecer a qualidade dos serviços de saneamento, faz-se necessário a fiscalização, seguindo padrões rigorosos, independente do prestador do serviço. Especificamente, o lodo, sendo um passivo de difícil destinação, deve ser observado segundo a legislação nacional adequada ou de cada estado, caso haja alguma norma específica. Porém, como na legislação nacional não trata desse resíduo de uma forma específica, sugere-se a orientação deste para melhor gerenciamento.

Ao se tratar dos ensaios de toxicidade utilizando sementes, observou-se o comportamento de inibição da germinação e crescimento das raízes à medida que se eleva a concentração do alumínio. Percebeu-se a sensibilidade das sementes, diferindo-se entre elas, através dos diferentes índices e CL50. Sabendo disto, pode-se inferir que o lodo da ETA provoca toxicidade nos ecossistemas terrestres quando dispostos em elevadas concentrações. Desta forma, a fim de reduzir o efeito, recomenda-se a diluição em concentrações abaixo do CL50.

Tratando-se do ensaio utilizando as minhocas, os resultados apresentaram que houve Fuga das minhocas quando expostas ao elutriato. Também foi observado o ganho de massa das minhocas em todas as concentrações do experimento. Portanto, tratando-se de ecossistema terrestre ainda, o lodo da ETA apresentou-se como um efluente tóxico aos organismos vivos presentes no solo, que promove a fuga das minhocas sendo o ambiente do despejo considerado hostil para sua sobrevivência.

A espécie *Daphnia similis* utilizada como referência para ecossistemas aquáticos, apresentou toxicidade em altas concentrações de alumínio, ocasionando efeitos adversos. O risco estaria na disposição do lodo em fauna aquática em concentrações acima de 80%.

A utilização destes bioindicadores, foram satisfatórios uma vez que a avaliação ecotoxicológica de efluentes utilizando diferentes ambientes é uma técnica para garantir o tratamento e a disposição segura do lodo minimizando os impactos ambientais e sobre o ser humano. Ao se comparar todos os resultados, observa-se que o alumínio presente no lodo da ETA ocasiona efeitos adversos tanto em ambiente aquático como terrestre. Promovendo a inibição de crescimento, germinação, letalidade e fuga de espécies no ambiente em que o elutriato é inserido. Portanto este efluente é tóxico e necessita de disposição adequada no meio ambiente. Este estudo demonstrou que os bioindicadores utilizados são adequados para os testes ecotoxicológicos em lodo de estação de tratamento de água, uma vez que todos apresentaram o lodo como tóxico ao meio aquático e terrestre.

Tratando-se do ambiente aquático, só foi utilizada uma espécie para avaliação da toxicidade, *Daphnia similis*. O estudo apresentado neste apresentou esta espécie de uma forma superficial. Para melhor avaliação da toxicidade em ambiente aquático recomenda-se utilização de outras espécies a fim de analisar profundamente os efeitos da toxicidade em organismos aquáticos.